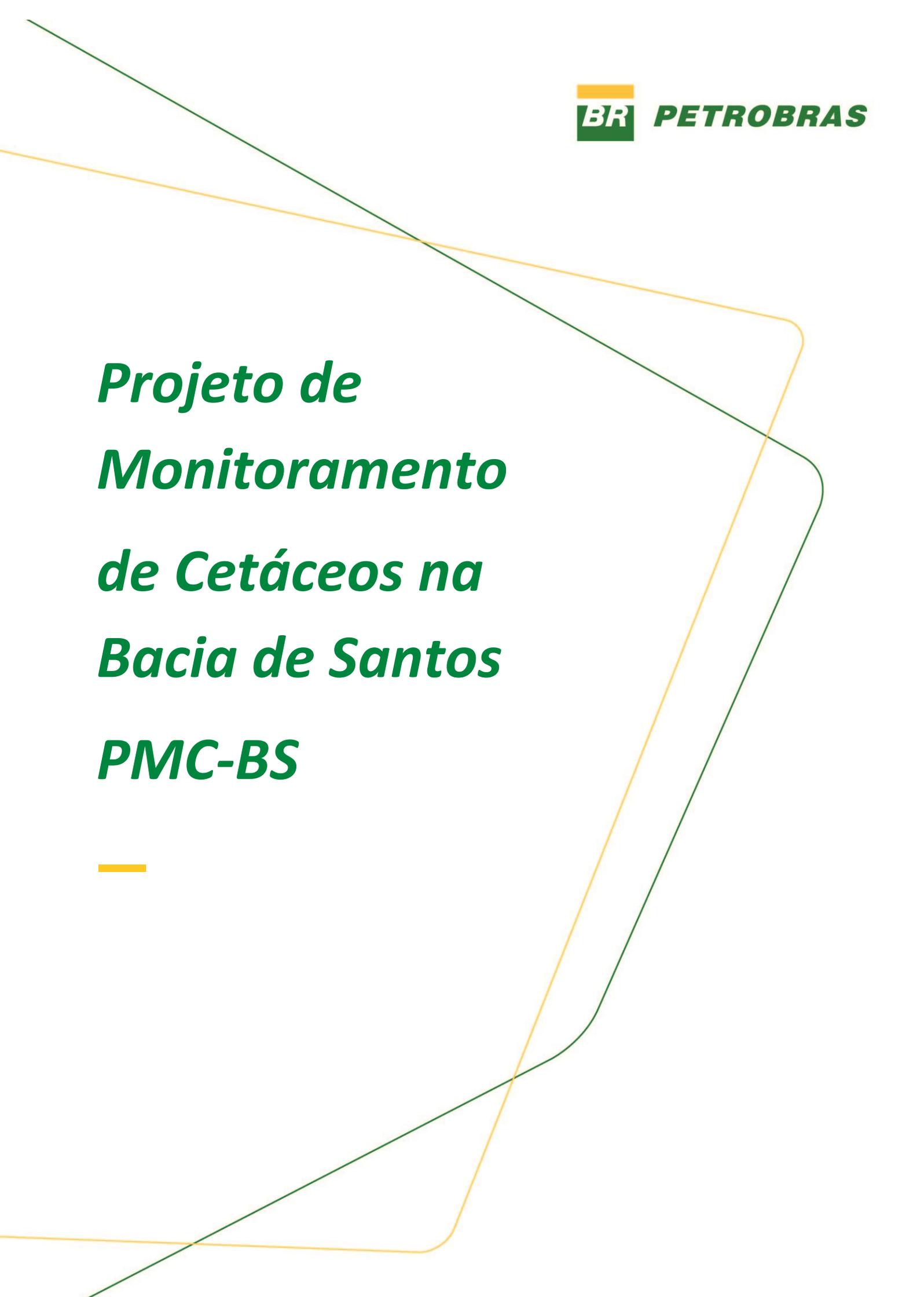


***Projeto de
Monitoramento
de Cetáceos na
Bacia de Santos
PMC-BS***

The page features two large, overlapping, rounded rectangular outlines. One is a dark green line and the other is a yellow-orange line. They are positioned diagonally across the page, with the green one being slightly larger and more vertical. A small yellow-orange horizontal bar is located below the text 'PMC-BS'.

7º Relatório Anual

*Volume I: Apresentação e Discussão
de Resultados Orientados aos
Objetivos*

Revisão 00

Fevereiro/2023

ÍNDICE GERAL

I. INTRODUÇÃO	34
II. RESUMO EXECUTIVO	36
III. RESUMO DOS MÉTODOS	41
IV. ESFORÇO E TAMANHO AMOSTRAL.....	49
IV.1 Esforço e tamanho amostral no Ciclo de Médio Prazo.....	49
IV.2 Esforço e tamanho amostral em toda a série temporal.....	53
V. RESULTADOS E DISCUSSÃO ORIENTADA PARA OS OBJETIVOS ...	58
V.1 Comunidade de cetáceos: uma análise de agrupamento das espécies por habitats	58
V.1.1 Métodos de análise.....	61
V.1.2 Resultados.....	65
V.1.3 Discussão	70
V.2 Distribuição, Uso de Habitat e Movimentos.....	74
V.2.1 Movimentos	74
V.2.2 Estrutura Genética Populacional	135
V.2.3 Modelagem de habitat considerando interferências antrópicas	162
V.3 Biologia populacional	178
V.3.1 Estimativas de densidade e abundância de cetáceos	178
V.3.2 Estimativa do Tamanho Efetivo da População	195
V.3.3 Diversidade Genética	202
V.3.4 Proporção Sexual	213
V.3.5 Tamanho corporal por fotogrametria	219
V.4 Padrões comportamentais	225
V.4.1 Comportamento de mergulho	225
V.4.2 Repertório acústico.....	259
V.4.3 Atividades sísmicas e cetáceos.....	299
V.4.4 Processamento dos dados do PMPAS-BS.....	331
V.5 Estado de Saúde e Grau de Contaminação.....	364
V.5.1 Análise de lesões de pele.....	364

V.5.2	Isótopos Estáveis ($\delta^{13}\text{C}$ E $\delta^{15}\text{N}$) em Pele	371
V.5.3	Compostos Orgânicos - Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) e Oganohalogenados em Tecido Adiposo	385
V.5.4	Biomarcadores.....	418
VI.	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	435
VI.1	Avanços obtidos em relação aos anos anteriores e consecução dos objetivos do Projeto.....	435
VI.2	Avaliação dos Resultados Orientados para os Objetivos.....	438
VI.3	Produção Acadêmica do PMC-BS	444
VI.4	Avaliação de Aspectos Antrópicos	445
VII.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	449
	RESPONSÁVEIS TÉCNICOS PELO RELATÓRIO	526

LISTA DE TABELAS

Tabela IV.1-1: Esforço amostral e detecções de cetáceos nas Campanhas de Telemetria e de Avistagem Embarcada e MAP do Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS. MAP = Monitoramento Acústico Passivo.....	50
Tabela IV.2-1: Espécies de cetáceos marcadas com sucesso com transmissores satelitais, usando diferentes sistemas de ancoragem, e transmissores arquivais (DTAGs e CATS) durante as 13 Campanhas de Telemetria do PMC na Bacia de Santos.....	55
Tabela V.2-2: Número cumulativo de indivíduos em cada catálogo por espécie até o final do Ciclo de Curto Prazo (até a 12ª Campanha de Avistagem Embarcada e MAP) e no Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS (até a 14ª Campanha de Avistagem Embarcada e MAP*).....	56
Tabela IV.2-3: Número total de biópsias coletadas por espécie nos Ciclos de Curto Prazo (até a 12ª Campanha de Avistagem Embarcada e MAP 12) e de Médio Prazo do PMC-BS (até a 14ª Campanha de Avistagem Embarcada e MAP*).....	57
Tabela V.1-1: Lista de espécies de cetáceos com ocorrência potencial na Bacia de Santos e com registro do PMC-BS. Notação: Status = status de conservação segundo a Lista da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (MMA, 2022) ou, quando ausente, segundo Lista Vermelha da União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN); EN = ameaçada de extinção; BR = baixo risco; QA = quase ameaçada; CR = criticamente ameaçada; VU = vulnerável; DD = Deficiente em Dados.	59
Tabela V.1.1-1: Espécies ou grupos taxonômicos de cetáceos considerados nas modelagens de distribuição espacial potencial na Bacia de Santos. Notação (ver texto para detalhes): N = número de detecções; AUC = area under the ROC curve; ETSS = Equal Training Sensitivity and Specificity	63
Tabela V.1.1-2: Variáveis ambientais utilizadas para a modelagem de distribuição espacial potencial de cetáceos da Bacia de Santos.....	64
Tabela V.2.1-1: Informações sobre o número de transmissores, número de posições transmitidas, dias de monitoramento e distância monitorada	

para cada espécie, assim como um resumo das características do habitat de ocorrência das espécies marcadas com transmissores satelitais ao longo dos Ciclos de Curto e de Médio Prazo (sete primeiros anos) do PMC-BS, considerando os indivíduos para os quais foram obtidas informações (n = 72). Faixa latitudinal: mínimo e máximo em graus decimais. Profundidade da área de ocorrência: média \pm desvio padrão (mínimo – máximo), em metros..... 78

Tabela V.2.3-1: Fontes de dados ambientais e antrópicos utilizados para a modelagem de habitat de cetáceos na Bacia de Santos..... 164

Tabela V.2.3-2: Variáveis consideradas na modelagem de habitat dos cetáceos na Bacia de Santos. 165

Tabela V.2.3-3: Dez melhores Modelos Generalizados Lineares (GLM) considerando os efeitos de variáveis ambientais e antrópicas no número de detecções de mysticetos observados durante o PMC-BS ordenados pelo menor valor de AICc. Modelos plausíveis marcados em azul. Notação; k = número de parâmetros..... 171

Tabela V.2.3-4: Melhores Modelos Generalizados Lineares (GLM) considerando os efeitos de variáveis ambientais e antrópicas no número de detecções de odontocetos observados durante o PMC-BS ordenados pelo menor valor de AICc. Modelos plausíveis marcados em azul. Notação; k = número de parâmetros..... 173

Tabela V.3.1-1: Variáveis utilizadas para modelar a curva de detecção durante as Campanhas de Avistagem Embarcada do PMC-BS..... 180

Tabela V.3.1-2: Esforço amostral e dados considerados para análise de densidade de cetáceos durante as Campanhas de Avistagem Embarcada em sete anos do PMC-BS. Notação: Camp = campanha; mn = milhas náuticas; DP = desvio padrão..... 181

Tabela V.3.1-3: Modelos de detecção para mysticetos na Bacia de Santos ordenados pelo menor valor de AIC (Critério de Informação de Akaike). Notação: k = número de parâmetros; (cat) = variável categórica; (cont) = variável contínua. 183

Tabela V.3.1-4: Estimativa de densidade e abundância de mysticetos durante as campanhas de Avistagem Embarcada em sete anos do PMC-BS. IC = intervalo de confiança; CV = Coeficiente de variação. 184

Tabela V.3.1-5: Estimativa de densidade e abundância da baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*) durante as campanhas de Avistagem Embarcada nos sete primeiros anos do PMC-BS. IC = intervalo de confiança; CV = Coeficiente de variação..... 187

Tabela V.3.1-6: Modelos de detecção para delphinídeos na Bacia de Santos ordenados pelo menor valor de AIC (Critério de Informação de Akaike). Notação: k = número de parâmetros; (cat) = variável categórica; (cont) = variável contínua. 188

Tabela V.3.1-7: Estimativa de densidade e abundância de delphinídeos durante as campanhas de Avistagem Embarcada em sete anos do PMC-BS. IC = intervalo de confiança; CV = Coeficiente de variação. 189

Tabela V.3.1-8: Estimativa de densidade e abundância do golfinho-pintado-do-Atlântico (*Stenella frontalis*) durante as campanhas de Avistagem Embarcada em sete anos do PMC-BS. IC = intervalo de confiança; CV = Coeficiente de variação. 192

Tabela V.3.1-9: Estimativa de densidade e abundância do golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) durante as campanhas de Avistagem Embarcada em sete anos do PMC-BS. IC = intervalo de confiança; CV = Coeficiente de variação. 193

Tabela V.3.3-1: Diversidade do DNA mitocondrial das espécies de cetáceos amostradas na Bacia de Santos. n = número de amostras, Seq. (pb) = sequência em pares de bases, S = sítios polimórficos, H = haplótipos, h = diversidade haplotípica, π = diversidade nucleotídica (%). 205

Tabela V.3.3-2: Diversidade dos locos de microssatélites dos cetáceos amostrados na Bacia de Santos. n = número de amostras, N = número de locos, A = número médio de alelos por loco, H_o = heterozigotidade observada, H_e = heterozigotidade esperada, $P_{(ID)}$ e $P_{(ID)sib}$ = probabilidades de identidade..... 208

Tabela V.3.4-1: Número de machos e fêmeas identificados geneticamente e proporção sexual (F:M = fêmeas para machos) para cada espécie

amostrada nas campanhas de Telemetria e de Avistagem Embarcada e MAP do PMC-BS. *Inclui 2 amostras (1 macho e 1 fêmea) coletadas no norte do estado de Santa Catarina..... 214

Tabela V.3.5-1: Levantamento individual dos tamanhos (em metros) das baleias estimados via fotogrametria durante o PMC-BS. 223

Tabela V.4.1-1: Características dos mergulhos das espécies marcadas com transmissores satelitais ao longo de sete anos de PMC-BS. Os valores mínimos entre parênteses indicam qual a profundidade mínima definida na análise para considerar uma imersão como sendo um mergulho. . 227

Tabela V.4.2.1-1: Espécies de delfínídeos que compõem o banco de dados acústicos do PMC-BS, resumizando o total de número de detecções das espécies/gêneros (detecções registradas pelo MAP e confirmadas visualmente), número amostral de assovios do banco de dados e número de assovios processados até o sétimo ano do PMC-BS. 263

Tabela V.4.2.2-2: Parâmetros acústicos analisados nos assovios de delfínídeos registrados pelo monitoramento acústico passivo até o sétimo ano de execução do PMC-BS. Valores expressos em média \pm desvio padrão (mínimo – máximo)..... 267

Tabela V.4.2.3-1: Sumário descritivo dos parâmetros básicos dos cliques de ecolocalização de diferentes espécies de delfínídeos registradas pelo PMC-BS. A descrição estatística dos parâmetros mensurados indica a média, desvio padrão, mediana (em parênteses) e os valores mínimos e máximos (em parênteses). 278

Tabela V.4.2.3-2: Total de detecções acústicas de cachalotes (*Physeter macrocephalus*), kogídeos e zifídeos identificados pelo MAP no período de sete anos do PMC-BS para as Campanhas de Avistagem Embarcada e MAP 1 a 14. As detecções foram divididas entre aquelas detectadas somente pelo MAP (N Detecções Acústicas), detectadas tanto pelo MAP como pela avistagem (N Detecções acústico/visuais), assim como detecções feitas somente pela avistagem (N Detecções visuais). 285

Tabela V.4.2.4 -1: Sumário do total de amostras de assovios e encontros acústicos (em parênteses) para as espécies de delfínídeos inclusas nos diferentes conjuntos de dados para o treinamento dos classificadores de

assovios do PMC-BS. Ver texto para detalhamento sobre os conjuntos de dados de treinamento. Os dados de testes foram os mesmos para todos os conjuntos de dados, sendo que, no caso do classificador de nove espécies, foram adicionados dois encontros de testes das duas espécies adicionais. 290

Tabela V.4.2.4-2: Estimativa da acurácia preditiva calculada pela validação cruzada ($k = 10$) para os diferentes conjuntos de dados de treinamento e modelos de classificadores do PMC-BS. Ver texto para detalhamento sobre os conjuntos de dados de treinamento. BG = modelo de classificador “Bagging”. RF = Modelo de classificador “Floresta randômica”. 292

Tabela V.4.2.4-3: Resultados dos testes do modelo de classificador de floresta randômica com um conjunto de dados não balanceado limitado ao máximo de 500 amostras por espécie incluindo sete espécies de delfinídeos da Bacia de Santos. Os testes foram feitos a partir de encontros acústicos independentes para cada uma das espécies. A tabela indica a espécie, o código identificador do encontro acústico, o número total de assovios testados (N), a espécie classificada com a maior porcentagem de assovios do encontro (Espécie com maior %) e a pontuação em termos de porcentagem (%) (classificações errôneas em vermelho). 293

Tabela V.4.3-1: Resumo dos projetos de sísmica, e suas etapas, realizados na Bacia de Santos entre 2015 e 2021. N/I: Não Informado. 302

Tabela V.4.3-2: Sobreposição de campanhas de Avistagem Embarcada e MAP do PMC-BS e etapas de projetos de sísmica realizadas na Bacia de Santos entre 2015 e 2021. Etapas (Projetos) de sísmica foram divididas quando navios diferentes atuaram. 306

Tabela V.4.3-3: Sobreposição de campanhas de Avistagem Aérea do PMC-BS e etapas de projetos de sísmica realizadas na Bacia de Santos entre 2015 e 2021. Etapas (Projetos) de sísmica foram divididas quando navios diferentes atuaram..... 307

Tabela V.4.3-4: Sobreposição de campanhas de Telemetria do PMC-BS e etapas de projetos de sísmica realizadas na Bacia de Santos entre 2015

e 2021. Etapas (Projetos) de sísmica foram divididas quando navios diferentes atuaram.....	308
Tabela V.4.3-5: Resumo das detecções de cetáceos e esforço amostral do PMC-BS durante três projetos de sísmica realizados na Bacia de Santos	317
Tabela V.4.3-6: Modelos Generalizados Lineares Mistos (GLMM) para a taxa de encontro de mysticetos nas áreas de entorno de atividades de prospecção sísmica na Bacia de Santos.....	317
Tabela V.4.3-7: Modelos Generalizados Lineares Mistos (GLMM) para a taxa de encontro de odontocetos nas áreas de entorno de atividades de prospecção sísmica na Bacia de Santos.....	319
Tabela V.4.3-8: Resumo das detecções de cetáceos realizadas no entorno do campo de Iracema durante as etapas 1 (pré-sísmica) e 2 (durante a sísmica) da 13ª campanha de Avistagem Aérea do PMC-BS.....	324
Tabela V.4.3-9: Resumo do esforço amostral nas linhas de transecção e grupos observados em esforço por dia durante a 13ª Campanha de Avistagem Aérea do PMC-BS.	325
Tabela V.4.3-10: Modelos de detecção para cetáceos na região oceânica e talude da porção norte da Bacia de Santos—área de pesquisa sísmica—ordenados pelo menor valor de AIC (Critério de Informação de Akaike). MR = modelo de marcação-recaptura.	328
Tabela V.4.4.1-1: Detalhamento do esforço amostral de coleta de dados dos gliders realizado pelo PMPAS-BS até a 38ª Campanha. A tabela mostra na última coluna o número de amostras de 1 minuto fornecidas para análise pelo PMC-BS.	334
Tabela V.5.1-1: Categorias e descrição de lesões de pele observadas durante o PMC-BS.	364
Tabela V.5.2-1: Resultados obtidos e respectivos erros relativos para isótopos ($\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$) e composição elementar (Corg e Ntotal) do padrão USGS40 (ácido L-glutâmico). * DP = desvio-padrão e CV = coeficiente variação (absoluto).	373
Tabela V.5.2-2: Detalhamento das amostras recebidas por campanha realizada no PMC-BS.....	374

Tabela V.5.2-3: Relação de amostras por espécie.	374
Tabela V.5.2-4: Resultados da razão de isótopos estáveis de C ($\delta^{13}\text{C}$) e N ($\delta^{15}\text{N}$), assim como a razão C/N, de pele de cetáceos coletados em 2022 (ver Tabela III.1) durante o PMC-BS.	376

LISTA DE FIGURAS

Figura III-1: Vista geral da embarcação Sea Route, utilizada para as coletas de dados embarcados do PMC-BS.....	42
Figura III-2: Torre de observação da embarcação Sea Route, com observadores em esforço durante campanha de Avistagem Embarcada e MAP do PMC-BS.....	42
Figura III-3: Cabo de reboque com arranjo de hidrofones lançado com o guincho hidráulico na popa da embarcação durante Campanha de Avistagem e MAP do PMC - BS.....	44
Figura III-4: Estação e operadores de MAP durante Campanha de Avistagem Embarcada e MAP do PMC-BS.....	44
Figura III-5: Vista geral do bote inflável principal (6,3 m) usado nas Campanhas de Telemetria do PMC-BS.....	46
Figura III-6: Transmissores utilizados nas Campanhas de Telemetria do PMC-BS: transmissor satelital implantável na configuração LIMPET (esq.) e transmissor arquivado do modelo DTAG (dir.).....	46
Figura III-7: Exemplos de fotografias utilizadas para a fotoidentificação individual de cetáceos no PMC-BS: padrão de pigmentação da nadadeira dorsal de baleia-jubarte (esq.); e marcas na nadadeira dorsal de golfinhos-nariz-de-garrafa (dir.).....	47
Figura III-8: Coleta de biópsia a partir da proa do navio (esq.) e posterior triagem da biópsia (dir.) durante Campanha de Telemetria do PMC-BS.....	48
Figura IV.1-1: Linhas de transecção percorridas na 13ª e 14ª Campanhas de Avistagem Embarcada e MAP do PMC-BS (Ciclo de Médio Prazo).....	51
Figura IV.1-2: Esforço amostral na 13ª Campanhas de Telemetria do PMC-BS (Ciclo de Médio Prazo).....	52
Figura IV.2-1: Esforço amostral cumulativo em todas as campanhas do PMC-BS até o presente (2015-2022). A = Avistagem Embarcada, S = Avistagem Aérea, T = Telemetria. O esforço de MAP foi excluído por coincidir com o esforço de avistagem embarcada.....	53

Figura IV.2-2: Detecções visuais cumulativas de cetáceos durante todas as campanhas do PMC-BS até o presente (2015-2022). A = Avistagem Embarcada, S = Avistagem Aérea, T = Telemetria. 54

Figura V.1.2-1: Matriz de dissimilaridade entre as espécies e outros grupos taxonômicos avaliados na Bacia de Santos usando o índice de Jaccard (quanto mais vermelho, maior dissimilaridade). Dendrogramas construídos usando o método UPGMA. 67

Figura V.1.2-2: Dendrograma mostrando seis agrupamentos de cetáceos com base em similaridades entre habitats utilizados usando o índice de Jaccard e algoritmo de ligação pelas médias (UPGMA). 68

Figura V.1.2-3: Dendrograma mostrando seis agrupamentos de cetáceos com base em similaridades entre habitats utilizados usando o índice de Bray-Curtis e algoritmo de ligação pelas médias (UPGMA)..... 68

Figura V.1.2-4: Diagrama mostrando cinco agrupamentos de cetáceos com base no método de particionamento k-means..... 69

Figura V.2.1-1: Número de reavistagens e de marcações com transmissor satelital por espécie..... 75

Figura V.2.1-2: Localização das reavistagens de *Globicephala* sp., *Feresa attenuata*, *Stenella longirostris* e *Delphinus* sp..... 77

Figura V.2.1-3: Movimentos de *Balaenoptera musculus* registrados para duas fêmeas marcadas com transmissores satelitais na Bacia de Santos em 2019 e 2020. Gráfico e coloração da trajetória representa a profundidade de mergulho. Barra lateral azul representa batimetria..... 81

Figura V.2.1-4: À esquerda, reavistagem de um indivíduo de *Balaenoptera physalus* na Bacia de Santos. À direita, movimento de um outro indivíduo marcado com transmissor satelital em 2019. Gráfico e coloração da trajetória representa a profundidade de mergulho. Barra lateral azul representa batimetria..... 84

Figura V.2.1-5: Localização das reavistagens de *Balaenoptera borealis* com representação de movimentos mínimos entre registros e os dois agrupamentos identificados pelo k-means. Destaque na reavistagem nas Ilhas Malvinas..... 85

- Figura V.2.1-6a: Movimentos de 12 indivíduos de *Balaenoptera borealis* dentre os 18 indivíduos marcados com transmissores satelitais na Bacia de Santos nos anos de 2016, 2018, 2019 e 2020. Apenas os movimentos mais longos foram representados. Gráfico e coloração da trajetória representa a profundidade de mergulho. Barra lateral azul representa batimetria..... 88
- Figura V.2.1-6b: Movimentos de 12 indivíduos de *Balaenoptera borealis* dentre os 18 indivíduos marcados com transmissores satelitais na Bacia de Santos nos anos de 2016, 2018, 2019 e 2020. Apenas os movimentos mais longos foram representados. Gráfico e coloração da trajetória representa a profundidade de mergulho. Barra lateral azul representa batimetria..... 89
- Figura V.2.1-6c: Movimentos de 12 indivíduos de *Balaenoptera borealis* dentre os 18 indivíduos marcados com transmissores satelitais na Bacia de Santos nos anos de 2016, 2018, 2019 e 2020. Apenas os movimentos mais longos foram representados. Gráfico e coloração da trajetória representa a profundidade de mergulho. Barra lateral azul representa batimetria..... 90
- Figura V.2.1-6d: Movimentos de 12 indivíduos de *Balaenoptera borealis* dentre os 18 indivíduos marcados com transmissores satelitais na Bacia de Santos nos anos de 2016, 2018, 2019 e 2020. Apenas os movimentos mais longos foram representados. Gráfico e coloração da trajetória representa a profundidade de mergulho. Barra lateral azul representa batimetria..... 91
- Figura V.2.1-6f: Movimentos de 12 indivíduos de *Balaenoptera borealis* dentre os 18 indivíduos marcados com transmissores satelitais na Bacia de Santos nos anos de 2016, 2018, 2019 e 2020. Apenas os movimentos mais longos foram representados. Gráfico e coloração da trajetória representa a profundidade de mergulho. Barra lateral azul representa batimetria..... 92
- Figura V.2.1-6g: Movimentos de 12 indivíduos de *Balaenoptera borealis* dentre os 18 indivíduos marcados com transmissores satelitais na Bacia de Santos nos anos de 2016, 2018, 2019 e 2020. Apenas os movimentos

mais longos foram representados. Gráfico e coloração da trajetória representa a profundidade de mergulho. Barra lateral azul representa batimetria..... 93

Figura V.2.1-7: Localização das reavistagens de *Balaenoptera brydei* com representação da direção do movimento entre registros e os dois agrupamentos realizados pelo k-means..... 94

Figura V.2.1-8a: Movimentos de quatro indivíduos de *Balaenoptera brydei* na Bacia de Santos marcados com transmissor satelital nos anos de 2017, 2018 e 2021. Gráfico e coloração da trajetória representa a profundidade de mergulho. 96

Figura V.2.1-8b: Movimentos de quatro indivíduos de *Balaenoptera brydei* na Bacia de Santos marcados com transmissor satelital nos anos de 2017, 2018 e 2021. Gráfico e coloração da trajetória representa a profundidade de mergulho. Barra lateral azul representa batimetria..... 97

Figura V.2.1-9a: Movimentos de quatro indivíduos de *Balaenoptera bonaerensis* marcados com transmissores satelitais na Bacia de Santos nos anos de 2017, 2019 e 2020. Gráfico e coloração da trajetória representa a profundidade de mergulho..... 101

Figura V.2.1-9b: Movimentos de quatro indivíduos de *Balaenoptera bonaerensis* marcados com transmissores satelitais na Bacia de Santos nos anos de 2017, 2019 e 2020. Gráfico e coloração da trajetória representa a profundidade de mergulho. Barra lateral azul representa batimetria..... 102

Figura V.2.1-10: Localização das reavistagens de *Megaptera novaeangliae* com representação de movimentos mínimos entre registros e os dois agrupamentos realizados pelo k-means. Destaque na reavistagem na Península Antártica. 103

Figura V.2.1-11a: Movimentos de quatro indivíduos de *Megaptera novaeangliae* marcados com transmissores satelitais na Bacia de Santos nos anos de 2016, 2017 e 2018. Apenas os movimentos mais longos foram representados. Gráfico e coloração da trajetória representa a profundidade de mergulho..... 105

Figura V.2.1-11b: Movimentos de quatro indivíduos de *Megaptera novaeangliae* marcados com transmissores satelitais na Bacia de Santos nos anos de 2016, 2017 e 2018. Apenas os movimentos mais longos foram representados. Gráfico e coloração da trajetória representa a profundidade de mergulho. Barra lateral azul representa batimetria... 106

Figura V.2.1-12: Movimento de *Physeter macrocephalus* registrado para um dos três indivíduos marcados com transmissor satelital na Bacia de Santos no ano de 2017. Apenas o movimento mais longo foi representado. Gráfico e coloração da trajetória representa a profundidade de mergulho. Barra lateral azul representa batimetria..... 110

Figura V.2.1-13: Localização das cinco reavistagens de *Orcinus orca* com representação de movimentos mínimos entre registros e os dois agrupamentos identificados pelo k-means. 111

Figura V.2.1-14: Movimentos de *Orcinus orca* obtidos para 9 indivíduos marcados com transmissor satelital na Bacia de Santos entre os anos de 2016, 2017, 2018, 2020 e 2021. Estados comportamentais estimados pelo modelo hierárquico de estado-espço: TRA = Transiting (deslocamento); ARS = area restricted-search..... 113

Figura V.2.1-15a: Movimentos de *Globicephala macrorhyncus* na Bacia de Santos obtidos para quatro dos cinco indivíduos marcados com transmissores satelitais. Apenas os movimentos mais longos foram representados. Gráfico e coloração da trajetória representa a profundidade de mergulho..... 117

Figura V.2.1-15b: Movimentos de *Globicephala macrorhyncus* na Bacia de Santos obtidos para quatro dos cinco indivíduos marcados com transmissores satelitais. Apenas os movimentos mais longos foram representados. Gráfico e coloração da trajetória representa a profundidade de mergulho. Barra lateral azul representa batimetria... 118

Figura V.2.1-16: Localização das reavistagens de *Peponocephala electra* com representação de movimentos mínimos entre registros. 119

Figura V.2.1-17: Movimentos de *Peponocephala electra* obtidos de dois indivíduos marcados com transmissores satelitais na Bacia de Santos no ano de 2018. Barra lateral azul representa batimetria..... 121

Figura V.2.1-18: À esquerda, localização das seis reavistagens de *Grampus griseus* com representação da direção do movimento entre registros e dos agrupamentos identificados pelo k-means. À direita, movimento de um indivíduo marcado com transmissor satelital na Bacia de Santos em 2019. Gráfico e coloração da trajetória representa a profundidade de mergulho. Barra lateral azul representa batimetria..... 123

Figura V.2.1-19: Localização das reavistagens de *Sotalia guianensis* com representação da direção do movimento entre registros e dos agrupamentos identificados pelo k-means. 125

Figura V.2.1-20: À esquerda, localização das reavistagens de *Steno bredanensis* com representação de movimentos mínimos entre registros e dos agrupamentos identificados pelo k-means. À direita movimento de um indivíduo marcado com transmissor satelital na Bacia de Santos em 2018. Barra lateral azul representa batimetria..... 127

Figura V.2.1-21: Localização das reavistagens de *Tursiops truncatus* com representação de movimentos mínimos entre registros e dos agrupamentos identificados pelo k-means. 130

Figura V.2.1-22: Movimentos de *Tursiops truncatus* na Bacia de Santos obtidos para 10 indivíduos marcados com transmissor satelital. Estados comportamentais estimados pelo modelo hierárquico de estado-espço: TRA = Transiting (deslocamento); ARS = area restricted-search..... 132

Figura V.2.1-23: Localização das reavistagens de *Stenella frontalis* com representação de movimentos mínimos entre registros e dos agrupamentos identificados pelo k-means. 134

Figura V.2.2-1: Locais de coleta de biópsia de indivíduos de *Tursiops truncatus* na Bacia de Santos. 137

Figura V.2.2-2: Rede de haplótipos median-joining das 200 sequências (317 pares de base) da região controle do DNAm de *Tursiops truncatus* do Oceano Atlântico Sul Ocidental. Os círculos representam os 69 haplótipos encontrados e seus tamanhos são proporcionais à frequência de haplótipos sobre os 103 indivíduos amostrados na Bacia de Santos e os haplótipos dos ecótipos costeiro e oceânico, e encontrados nos indivíduos amostrados no Nordeste e Guiana Francesa, publicados no

GenBank. Os traços representam os passos mutacionais entre os haplótipos, enquanto os pontos vermelhos representam os haplótipos extintos ou não amostrados. As elipses separam dois grupos, um com os 13 haplótipos do ecótipo costeiro ou subespécie *Tursiops truncatus gephyreus* e outro com 5 haplótipos do Nordeste. 139

Figura V.2.2-3: ΔK calculado usando STRUCTURE HARVESTER para agrupamentos de 1 a 4 dos *Tursiops truncatus truncatus* da Bacia de Santos. a) sem informação sobre local de amostragem e b) com informação sobre local de amostragem..... 141

Figura V.2.2-4: Gráfico do STRUCTURE com a proporção de associação de cada indivíduo de *Tursiops truncatus truncatus* a cada agrupamento para $K = 2$ a $K = 4$ com o local de amostragem na Bacia de Santos informado (costeiro x oceânico). Cada indivíduo é representado por uma barra vertical dividida em segmentos coloridos com o comprimento indicando o coeficiente de associação a cada agrupamento..... 142

Figura V.2.2-5: Locais de coleta de biópsia de indivíduos de *Stenella frontalis* na Bacia de Santos. 145

Figura V.2.2-6: Rede de haplótipos median-joining das sequências (685 pares de base) da região controle do DNAm de *Stenella frontalis* da Bacia de Santos. Os círculos representam os 17 haplótipos encontrados, e seus tamanhos são proporcionais à frequência de haplótipos sobre os 142 indivíduos amostrados. Os traços representam os passos mutacionais entre os haplótipos, enquanto os pontos vermelhos representam os haplótipos extintos ou não amostrados. 146

Figura V.2.2-7: ΔK calculado usando STRUCTURE HARVESTER para agrupamentos de 1 a 4 dos *Stenella frontalis* da Bacia de Santos. a) sem informação sobre local de amostragem e b) com informação sobre local de amostragem..... 149

Figura V.2.2-8: Gráfico do STRUCTURE com a proporção de associação de cada indivíduo de *Stenella frontalis* a cada agrupamento para $K = 2$ a $K = 4$ com o local de amostragem na Bacia de Santos informado (costeiro x oceânico). Cada indivíduo é representado por uma barra vertical dividida

em segmentos coloridos com o comprimento indicando o coeficiente de associação a cada agrupamento.....	150
Figura V.2.2-9: Locais de coleta de biópsia de indivíduos de <i>Balaenoptera borealis</i> na Bacia de Santos.....	152
Figura V.2.2-10: Árvore filogenética da máxima verossimilhança dos haplótipos de DNAmT de <i>Balaenoptera borealis</i> dos oceanos Atlântico Sul e Norte. Haplótipo Hap 6 do Atlântico Norte destacado no clado do Atlântico Sul	154
Figura V.2.2-11: Rede de haplótipos median-joining das sequências (481 pares de base) da região controle do DNAmT de <i>Balaenoptera borealis</i> dos oceanos Atlântico Sul e Norte. Os círculos representam os 28 haplótipos encontrados e seus tamanhos são proporcionais à frequência de haplótipos sobre os 121 indivíduos amostrados. Os traços representam os passos mutacionais entre os haplótipos, enquanto os pontos vermelhos representam os haplótipos extintos ou não amostrados. A elipse destaca o haplogrupo do Atlântico Norte em forma de estrela..	155
Figura V.2.2-12: Locais de coleta de biópsia de indivíduos de <i>Stenella longirostris</i> na Bacia de Santos.....	157
Figura V.2.2-13: ΔK calculado usando STRUCTURE HARVESTER para agrupamentos de 1 a 4 dos <i>Stenella longirostris</i> da Bacia de Santos...	158
Figura V.2.2-14: Gráfico do STRUCTURE com a proporção de associação de cada indivíduo de <i>Stenella longirostris</i> a cada agrupamento para $K = 2$ a $K = 4$. Cada indivíduo é representado por uma barra vertical dividida em segmentos coloridos com o comprimento indicando o coeficiente de associação (valor de atribuição) a cada agrupamento.	159
Figura V.2.2-15: Rede de haplótipos median-joining das sequências (413 pares de base) da região controle do DNAmT de <i>Stenella longirostris</i> da Bacia de Santos e do Arquipélago de Fernando de Noronha. Os círculos representam os 31 haplótipos encontrados e seus tamanhos são proporcionais à frequência de haplótipos sobre os 228 indivíduos amostrados. Os traços representam os passos mutacionais entre os haplótipos, enquanto os pontos vermelhos representam os haplótipos extintos ou não amostrados.	161

Figura V.2.3-1: Número de detecções visuais de grupos de misticetos durante Campanhas de Avistagem Embarcada na Bacia de Santos em estações quentes e frias.....	167
Figura V.2.3-2: Número de detecções visuais de grupos de odontocetos durante Campanhas de Avistagem Embarcada na Bacia de Santos em estações quentes e frias.....	168
Figura V.2.3-3: Previsões do melhor GLM para o número de detecções de misticetos em função da profundidade média na Bacia de Santos durante o PMC-BS.	171
Figura V.2.3-4: Previsões do melhor GLM para o número de detecções de misticetos em função da salinidade média na Bacia de Santos durante o PMC-BS.	172
Figura V.2.3-5: Previsões do melhor GLM para o número de detecções de odontocetos em função da profundidade média na Bacia de Santos durante o PMC-BS.	174
Figura V.2.3-6: Previsões do melhor GLM para o número de detecções de odontocetos em função da declividade média e intensidade de correntes na Bacia de Santos durante o PMC-BS.	174
Figura V.2.3-7: Previsões do melhor GLM para o número de detecções de odontocetos em função da temperatura média e das estações na Bacia de Santos durante o PMC-BS.	175
Figura V.3.1-4: Abundância de misticetos observados ao longo das Campanhas de Avistagem Embarcada em sete anos do PMC-BS. Círculos preenchidos em azul indicam campanhas realizadas no inverno/primavera, círculos preenchidos em laranja, no verão, e círculos não preenchidos, na primavera ou outono predominantemente.	186
Figura V.3.1-5: Abundância de delfinídeos observados ao longo das Campanhas de Avistagem Embarcada em sete anos do PMC-BS. Círculos preenchidos em azul indicam campanhas realizadas no inverno/primavera, círculos preenchidos em laranja, no verão, e círculos não preenchidos, na primavera ou outono predominantemente.	190

Figura V.3.1-6: Curva de detecção do golfinho-pintado-do-Atlântico (<i>Stenella frontalis</i>) nas Campanhas de Avistagem Embarcada em sete anos do PMC-BS.	191
Figura V.3.2-1: Estimativas de N_e contemporâneo para os diferentes valores críticos para <i>Tursiops truncatus</i> , <i>Stenella frontalis</i> e <i>Stenella longirostris</i>	200
Figura V.3.4-1: Frequência de machos e fêmeas identificados geneticamente para cada espécie de cetáceo amostrada nas campanhas de Telemetria e de Avistagem Embarcada e MAP durante os seis anos do PMC-BS	216
Figura V.3.5-1: Calibração da imagem do VANT utilizando uma escala feita de PVC de 2 metros, flutuando e enquadrada no centro da tela (esquerda) e recuperação do VANT após procedimento de fotogrametria (direita)..	220
Figura V.4.1-1: Frequência de mergulhos de mysticetos (família Balaenopteridae) em diferentes categorias de profundidade (A) e de duração (B); e proporção média de permanência em diferentes categorias de profundidade (TAD) (C).	230
Figura V.4.1-2: Frequência de mergulhos de odontocetos (famílias Physeteridae e Delphinidae) em diferentes categorias de profundidade (A) e de duração (B); e proporção média de permanência em diferentes categorias de profundidade (TAD) (C).....	231
Figura V.4.1-3: Profundidade e duração dos diferentes tipos de mergulho registrados para duas fêmeas de <i>Balaenoptera musculus</i> marcadas com transmissores satelitais.	233
Figura V.4.1-4: Profundidade de mergulho (\log_{10} metros) registrada ao longo do dia para duas fêmeas de <i>Balaenoptera musculus</i> marcadas com transmissores satelitais pelo PMC-BS. A caixa representa o primeiro e terceiro quartis, e a linha mais escura horizontal indica a mediana.....	233
Figura V.4.1-5: Perfil de mergulho de duas fêmeas de <i>Balaenoptera musculus</i> marcadas com transmissores satelitais pelo PMC-BS. Tipo de mergulho: raso < 100 m; profundo \geq 100 m.	235

Figura V.4.1-6: Profundidade e duração dos diferentes tipos de mergulho registrados para um indivíduo de *Balaenoptera physalus* marcado com transmissor satelital pelo PMC-BS. 236

Figura V.4.1-7: Profundidade e duração dos diferentes tipos de mergulho registrados para doze indivíduos de *Balaenoptera borealis* marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS..... 237

Figura V.4.1-8: Profundidade de mergulho (\log_{10} metros) registrada ao longo do dia para doze indivíduos de *Balaenoptera borealis* marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS. A caixa representa o primeiro e o terceiro quartis, e a linha mais escura horizontal indica a mediana..... 238

Figura V.4.1-9: Perfil de mergulho de três indivíduos de *Balaenoptera borealis* marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS. Tipo de mergulho: raso < 100 m; profundo \geq 100 m. 239

Figura V.4.1-10: Profundidade e duração dos diferentes tipos de mergulho registrados para quatro indivíduos de *Balaenoptera brydei* marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS..... 241

Figura V.4.1-11: Profundidade de mergulho (\log_{10} metros) registrada ao longo do dia para quatro indivíduos de *Balaenoptera brydei* marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS. A caixa representa o primeiro e o terceiro quartis, e a linha mais escura horizontal indica a mediana..... 241

Figura V.4.1-12: Profundidade e duração dos diferentes tipos de mergulho registrados para quatro indivíduos de *Balaenoptera bonaerensis* marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS. 243

Figura V.4.1-13: Profundidade de mergulho (\log_{10} metros) registrada ao longo do dia para quatro indivíduos de *Balaenoptera bonaerensis* marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS. A caixa representa o primeiro e o terceiro quartis, e a linha mais escura horizontal indica a mediana 243

Figura V.4.1-14: Profundidade e duração dos diferentes tipos de mergulho registrados para sete indivíduos de *Megaptera novaeangliae* marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS..... 245

Figura V.4.1-15: Profundidade de mergulho (\log_{10} metros) registrada ao longo do dia para sete indivíduos de *Megaptera novaeangliae* marcados com

transmissores satelitais pelo PMC-BS. A caixa representa o primeiro e o terceiro quartis, e a linha mais escura horizontal indica a mediana.....	245
Figura V.4.1-16: Profundidade e duração dos diferentes tipos de mergulho registrados para três indivíduos de <i>Physeter macrocephalus</i> marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS.....	247
Figura V.4.1-17: Profundidade de mergulho (\log_{10} metros) registrada ao longo do dia para três indivíduos de <i>Physeter macrocephalus</i> marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS. A caixa representa o primeiro e o terceiro quartis, e a linha mais escura horizontal indica a mediana.....	248
Figura V.4.1-18: Profundidade e duração dos diferentes tipos de mergulho registrados para nove indivíduos de <i>Orcinus orca</i> marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS.....	250
Figura V.4.1-19: Perfil de mergulho de dois indivíduos de <i>Orcinus orca</i> marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS. Tipo de mergulho: raso < 100 m; profundo \geq 100 m. À esquerda o PTT 162628, que permaneceu na região do talude; à direita o PTT 162633, que permaneceu junto à costa.	251
Figura V.4.1-20: Profundidade de mergulho (\log_{10} metros) registrada ao longo do dia para nove indivíduos de <i>Orcinus orca</i> marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS. A caixa representa o primeiro e o terceiro quartis, e a linha mais escura horizontal indica a mediana.	252
Figura V.4.1-21: Profundidade e duração dos diferentes tipos de mergulho registrados para cinco indivíduos de <i>Globicephala macrorhynchus</i> marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS.	253
Figura V.4.1-22: Profundidade de mergulho (\log_{10} metros) registrada ao longo do dia para cinco indivíduos de <i>Globicephala macrorhynchus</i> marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS. A caixa representa o primeiro e o terceiro quartis, e a linha mais escura horizontal indica a mediana	254
Figura V.4.1-23: Profundidade e duração dos diferentes tipos de mergulho registrados para um indivíduo de <i>Grampus griseus</i> marcado com transmissor satelital pelo PMC-BS.	256

Figura V.4.1-24: Profundidade e duração dos diferentes tipos de mergulho registrados para dez indivíduos de *Tursiops truncatus* marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS..... 257

Figura V.4.1-25: Profundidade de mergulho (\log_{10} metros) registrada ao longo do dia para dez indivíduos de *Tursiops truncatus* marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS. A caixa representa o primeiro e o terceiro quartis, e a linha mais escura horizontal indica a mediana..... 258

Figura V.4.2-1: Exemplo de um assovio do golfinho-rotador (*Stenella longirostris*) registrado pelo PMC-BS. 260

Figura V.4.2-2: Exemplo de cliques de ecolocalização do golfinho-de-Risso (*Grampus griseus*) registrado pelo PMC-BS. Acima o espectrograma e abaixo o oscilograma..... 261

Figura V.4.2.1-1: Número total de amostras de assovios das diferentes espécies de delfínídeos que compõem a Sonoteca do PMC-BS até o seu sétimo ano de execução..... 264

Figura V.4.2.2-1: Exemplo de um assovio processado no módulo ROCCA do programa PAMGUARD. Os parâmetros são extraídos manualmente pelo contorno do assovio (em amarelo no espectrograma da direita)..... 265

Figura V.4.2.2-2: Boxplot de distribuição dos valores de frequência média (kHz) dos assovios de delfínídeos registrados na Bacia de Santos. Espécies dispostas em ordem crescente de acordo com a mediana. 269

Figura V.4.2.2-3: Boxplot de distribuição dos valores de frequência mínima (kHz) dos assovios de delfínídeos registrados na Bacia de Santos. Espécies dispostas em ordem crescente de acordo com a mediana. . 269

Figura V.4.2.2-4: Boxplot de distribuição dos valores de frequência máxima (kHz) dos assovios de delfínídeos registrados na Bacia de Santos. Espécies dispostas em ordem crescente de acordo com a mediana. . 270

Figura V.4.2.2-5: Boxplot de distribuição dos valores de frequência inicial (kHz) dos assovios de delfínídeos registrados na Bacia de Santos. Espécies dispostas em ordem crescente de acordo com a mediana. 270

Figura V.4.2.2-6: Boxplot de distribuição dos valores de frequência final (kHz) dos assovios de delfínídeos registrados na Bacia de Santos. Espécies dispostas em ordem crescente de acordo com a mediana. 271

Figura V.4.2.2-7: Boxplot de distribuição dos valores de delta de frequência (kHz) dos assovios de delfinídeos registrados na Bacia de Santos. Espécies dispostas em ordem crescente de acordo com a mediana. . 271

Figura V.4.2.3-1: Interface gráfica do detector de cliques do programa PamGuard, utilizado no campo e no processamento dos dados de cliques de odontocetos do PMC-BS. Nesse exemplo, sequências regulares de cliques de diferentes indivíduos de golfinho-clymene (*Stenella clymene*). Tempo no eixo x e ângulos de direção dos cliques detectados no eixo y. Abaixo do gráfico do detector estão ilustrados os gráficos de um clique individual selecionado, mostrando a forma da onda, espectro de frequência e o gráfico de Wigner..... 276

Figura V.4.2.3-2: Histogramas com a distribuição dos valores de pico de frequência (kHz) dos cliques de ecolocalização de quatro espécies de delfinídeos que apresentaram valores de mediana iguais ou superiores a 39 kHz. Espécie e total de cliques analisados indicados na parte superior de cada histograma. Dados coletados a partir das gravações de alta frequência durante as Campanhas de Avistagem e MAP do PMC-BS 281

Figura V.4.2.3-2 (continuação): Histogramas com a distribuição dos valores de pico de frequência (kHz) dos cliques de ecolocalização de cinco espécies de delfinídeos que apresentaram valores de mediana superiores a 32 kHz e inferiores a 39 kHz. Espécie e total de cliques analisados indicados na parte superior de cada histograma. Dados coletados a partir das gravações de alta frequência durante as Campanhas de Avistagem e MAP do PMC-BS..... 282

Figura V.4.2.3-2 (continuação): Histogramas com a distribuição dos valores de pico de frequência (kHz) dos cliques de ecolocalização de quatro espécies de delfinídeos que apresentaram valores de mediana inferiores a 32 kHz. Espécie e total de cliques analisados indicados na parte superior de cada histograma. Dados coletados a partir das gravações de alta frequência durante as Campanhas de Avistagem e MAP do PMC-BS 283

Figura V.4.2.4-1: Espectrogramas ilustrando assovios do golfinho-pintado-do-atlântico (<i>S. frontalis</i>) (esquerda) e do golfinho-rotador (<i>S. longirostris</i>) (direita), as duas espécies que apresentaram maior sucesso de classificação.....	297
Figura V.4.2.4-2: Espectrogramas ilustrando assovios estereotipados do golfinho-nariz-de-garrafa (<i>Tursiops truncatus</i>).	298
Figura V.4.3-1: Navio de pesquisa sísmica Artemis Angler realizando disparos sísmicos no Campo de Libra, fotografado durante amostragem do PMC-BS em 07/04/2018.....	306
Figura V.4.3-2a: Exemplos de dias amostrados pelo PMC-BS durante a prospecção sísmica da CGG (Projeto Santos Fase VII B).	309
Figura V.4.3-2b: Exemplos de dias amostrados pelo PMC-BS durante a prospecção sísmica da CGG (Projeto Santos Fase VII B).	310
Figura V.4.3-3a: Exemplos de dias amostrados pelo PMC-BS durante a prospecção sísmica da Petrobras no Campo de Lula	311
Figura V.4.3-3b: Exemplos de dias amostrados pelo PMC-BS durante a prospecção sísmica da Petrobras no Campo de Lula	312
Figura V.4.3-4a: Exemplos de dias amostrados pelo PMC-BS durante a prospecção sísmica da Petrobras no Campo de Libra.	313
Figura V.4.3-4b: Exemplos de dias amostrados pelo PMC-BS durante a prospecção sísmica da Petrobras no Campo de Libra.	314
Figura V.4.3-5: Taxas de encontro de misticetos preditas pelo melhor GLMM no entorno de atividades sísmicas na Bacia de Santos. Buffer medido em quilômetros de distância do navio sísmico.	318
Figura V.4.3-6: Taxas de encontro de odontocetos preditas pelo melhor GLMM no entorno de atividades sísmicas na Bacia de Santos.	319
Figura V.4.3-7: Distribuição das detecções de cetáceos registradas no entorno do campo de Iracema durante a etapa 1 (pré-sísmica) da 13ª campanha de Avistagem Aérea do PMC-BS.	326
Figura V.4.3-8: Distribuição das detecções de cetáceos registradas no entorno do campo de Iracema durante a etapa 2 (durante a sísmica) da 13ª campanha de Avistagem Aérea do PMC-BS.....	327

- Figura V.4.3-9: Curva de detecção de cetáceos (o histograma representa as distâncias perpendiculares observadas) nas Campanhas de Avistagem Aérea no do PMC-BS, na região oceânica e talude da porção norte da Bacia de Santos—área de pesquisa sísmica. Pontos (círculos) indicam a probabilidade de detecção para cada avistagem, dada a sua distância perpendicular. (a) Detecções do observador 1 (janela bolha); (b) Detecções do observador 2 (janela plana); e (c) Todas as detecções 329
- Figura V.4.4-1: Dispositivo de navegação autônoma equipado com um gravador acústico (Sea glider - Kongsberg.com) utilizado pelo PMPAS-BS para a obtenção do presente conjunto de dados..... 332
- Figura V.4.4.1-1: Interface do programa Triton utilizado para a produção de gráficos do espectro médio de longa duração (long-term spectral average – LTSA) possibilitando a visualização de grandes conjuntos de dados acústicos. É possível identificar a presença de sinais de interesse por meio das manchas destacadas, que indicam uma intensidade acústica diferenciada (escala de cores) em níveis de frequência superior ao do ruído subaquático, como a área circulada em vermelho na figura. As barras verticais em azul escuro representam a divisão entre diferentes arquivos de áudio. 335
- Figura V.4.4.1-2: Espectrograma representando um exemplo do algoritmo de detecção automática em sinais do tipo “Bio-duck” da baleia-minke-Antártica (*B. bonaerensis*), detectados nos arquivos de áudio de glider do PMPAS-BS..... 336
- Figura V.4.4.1-3: Frequência de detecção (%) dos táxons identificados em 2.102 trechos de áudios detectados em dados de gliders, coletados pelo PMPAS-BS até a 38ª campanha. 338
- Figura V.4.4.1-4: Sequência de notas de baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*), destacadas pelos círculos. Extraída do trecho C06_036_N_S_21m_160904_004305. 339
- Figura V.4.4.1-5: Detecção acústica do som do tipo BioDuck de baleia-minke-Antártica (*Balaenoptera bonaerensis*), com uma unidade de 3 pulsos indicada pelo círculo. Extraída do trecho C06_046_N_S_42m+31m+40_160908_202458. 340

Figura V.4.4.1-6: Detecção acústica de baleia-fin (*Balaenoptera physalus*), indicada pelo círculo. Extraída do trecho C06_046_N_S_42m+31m+40_160908_202458. 340

Figura V.4.4.1-7: Detecção acústica de baleia-azul (*Balaenoptera musculus*), indicada pelo círculo. Extraída do trecho C06_046_N_S_42m+31m+40_160908_202458. 341

Figura V.4.4.1-8: Detecção acústica de cachalote (*Physeter macrocephalus*), com a ocorrência de cliques de ecolocalização com longo intervalo entre pulsos. Extraída do trecho C05_019_N_S_4m_160718_183458. 342

Figura V.4.4.1-9: Detecção acústica da família Delphinidae, com a ocorrência de assovios (indicados pela seta verde) e cliques de ecolocalização (indicados pela seta laranja). Extraída do trecho C06_049_S_N_7a_160910_071438. 342

Figura V.4.4.1-10: Espectrograma demonstrando a ocorrência de múltiplas espécies de baleias (Humpback = baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*); baleia-minke-Antártica (*Balaenoptera bonaerensis*); baleia-fin (*Balaenoptera physalus*) em distintas faixas de frequência, ou “nicho acústico” nas detecções acústicas registradas por glider na Bacia de Santos. C06_046_N_S_42m+31m+40_160908_202458. 343

Figura V.4.4.1-11: Detecções acústicas de cetáceos registradas pelo glider do PMPAS-BS na Bacia de Santos, para cada mês do ano. 344

Figura V.4.4.1-12: Distribuição das detecções acústicas de baleias-jubarte (*Megaptera novaeangliae*) registradas durante as primeiras 38 campanhas de gliders do PMPAS-BS na Bacia de Santos, ao longo da rota de deslocamento do glider (linha cinza). Coluna de gradiente de profundidade em metros à direita. 346

Figura V.4.4.1-13: Distribuição das detecções acústicas de baleias-minke-Antártica (*Balaenoptera bonaerensis*) registradas durante as primeiras 38 campanhas de gliders do PMPAS-BS na Bacia de Santos, sobre a rota de deslocamento do dispositivo (linha cinza). Coluna de gradiente de profundidade em metros à direita. 347

Figura V.4.4.1-14: Distribuição das detecções acústicas de baleias-fin (*Balaenoptera physalus*) registradas durante as primeiras 38 campanhas

de gliders do PMPAS-BS na Bacia de Santos, sobre a rota de deslocamento do dispositivo (linha cinza). Coluna de gradiente de profundidade em metros à direita. 348

Figura V.4.4.1-15: Distribuição das detecções acústicas de baleias-azul (*Balaenoptera musculus*) registradas durante as primeiras 38 campanhas de gliders do PMPAS-BS na Bacia de Santos, sobre a rota de deslocamento do dispositivo (linha cinza). Coluna de gradiente de profundidade em metros à direita. 349

Figura V.4.4.1-16: Distribuição das detecções acústicas de cachalotes (*Physeter macrocephalus*) registradas durante as primeiras 38 campanhas de gliders do PMPAS-BS na Bacia de Santos, sobre a rota de deslocamento do dispositivo (linha cinza). Coluna de gradiente de profundidade em metros à direita. 350

Figura V.4.4.1-17: Distribuição das detecções acústicas de cetáceos da família Delphinidae registradas durante as primeiras 38 campanhas de gliders do PMPAS-BS na Bacia de Santos, sobre a rota de deslocamento do dispositivo (linha cinza). Coluna de gradiente de profundidade em metros à direita..... 351

Figura V.4.4.2-1: Espectrogramas apresentado ruído pulsado (acima) e ruído contínuo entre 1,3 e 1,4 kHz, ambos presentes nos dados de OS do Canal de São Sebastião, coletados pelo PMPAS-BS..... 353

Figura V.4.4.2-2: Espectrograma apresentando sinais acústicos da baleia-jubarte (*M. novaeangliae*) observados nos dados de OS do Canal de São Sebastião, coletados pelo PMPAS-BS. 354

Figura V.4.4.2-3: Espectrogramas apresentando (de cima para baixo) a presença de assovios, cliques de ecolocalização e burst-pulses nos dados de OS da Baía de Ilha Grande, coletados pelo PMPAS-BS. 355

Figura V.4.4.2-4: Espectrogramas apresentando ruído generalizado observado nos dados de OS coletados pelo PMPAS-BS na Baía de Guanabara. 356

Figura V.4.4.2-5: Espectrogramas apresentando sinais acústicos da baleia-jubarte (*M. novaeangliae*, quadrado vermelho menor) detectados em dados de OS coletados pelo PMPAS-BS próximo às Ilhas Cagarras. Note

o ruído constante de elevada intensidade ocupando toda a faixa de frequência até 1,4 kHz (quadrado vermelho maior).....	357
Figura V.4.4.2-6: Espectrogramas apresentando ruído intenso até 50 Hz, observado nos dados de LFI coletado pelo PMPAS-BS em área oceânicas sem atividade de E&P.	358
Figura V.4.4.2-7: Espectrogramas demonstrando a presença de cliques de ecolocalização (acima) e assovios em dados de LFI coletados pelo PMPAS-BS em áreas oceânicas.	359
Figura V.5.1-1: Variação da taxa de ocorrência de cada lesão (classificada quanto à origem) por espécie, ao longo dos ciclos.....	367
Figura V.5.1-2: Variação da taxa de ocorrência de lesões antrópicas (provável atropelamento e interação com pesca) e infecciosas (provável poxvírus), por espécie, ao longo dos ciclos.....	368
Figura V.5.1-3: Distribuição espacial de lesões antrópicas (provável atropelamento e interação com pesca) e infecciosas (provável poxvírus), por espécie.....	370
Figura V.5.2-1: Gráfico bi-plot com média (\pm DP) de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ em amostras de pele de cada espécie de cetáceo analisada em 2022 no PMC-BS.	380
Figura V.5.2-2: Distribuição espacial de $\delta^{13}\text{C}$ segundo localização de coleta dos animais na Bacia de Santos nas campanhas do PMC-BS de 2022.	383
Figura V.5.2-3: Distribuição espacial de $\delta^{15}\text{N}$ segundo localização de coleta dos animais na Bacia de Santos nas campanhas do PMC-BS de 2022.	384

APRESENTAÇÃO

O Projeto de Monitoramento de Cetáceos na Bacia de Santos - PMC-BS foi concebido e é executado para atender demanda dos Processos de Licenciamento Ambiental da PETROBRAS na Bacia de Santos - IBAMA Nº 02001.114279/2017-80 – conduzidos pela Coordenação Geral de Licenciamento Ambiental de Empreendimentos Marinhos e Costeiros – CGMAC, da Diretoria de Licenciamento Ambiental – DILIC, do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA. O PMC-BS teve início em 2015 e desde então é executado pela empresa de consultoria ambiental SOCIOAMBIENTAL Consultores Associados, sob a supervisão técnica e gerencial da equipe da PETROBRAS.

Este 7º Relatório Anual do PMC-BS é apresentado em dois volumes – Volume I: Apresentação e Discussão de Resultados Orientados aos Objetivos e Volume II: Anexos. O Volume I apresenta a consolidação do processamento dos dados e análises do PMC-BS. Os primeiros seis anos do PMC-BS corresponderam ao Ciclo de Curto Prazo, conforme previsto em seu Projeto Executivo, aprovado pelo IBAMA em julho de 2015 (PETROBRAS, 2015). A partir do sexto ano de execução do PMC-BS, iniciou-se o Ciclo de Médio Prazo, com adequações evolutivas das metodologias, descritas em uma nova versão do Projeto Executivo (PETROBRAS, 2020b). Assim, na sua maior parte, este relatório constitui-se de uma atualização baseada no processamento e na análise cumulativa de dados gerados com a execução do PMC-BS ao longo de sete anos de coletas. Buscou-se o aprofundamento das diversas análises com base nos novos dados coletados sobre cetáceos, assim como em novos cruzamentos de dados de atividades antropogênicas com a distribuição e a presença de cetáceos. Enfim, este relatório traz novas análises oriundas das adaptações implementadas a partir do Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS.

EQUIPE TÉCNICA RESPONSÁVEL PELO 7º RELATÓRIO ANUAL DO PMC-BS

Nomes	Formação	Atuação
Coordenação e Gerência		
Ricardo Müller Arcari	Engº. Sanitarista e Ambiental	Gerente do Contrato
José Olimpio da Silva Jr.	Biólogo, Me.	Coordenação Geral
Leonardo Liberali Wedekin	Biólogo, Dr.	Coordenação Técnica
Aline Fernandes de Faria Gonçalves	Biólogo, Esp. Gestão Ambiental	Gerência Executiva
Ana Lúcia Cypriano de Souza	Bióloga, Dra.	Coordenação Temática de Genética
Carolina Bezamat Abreu	Biólogo, Dra.	Coord. Temática de Avistagem Aérea
Fábio Daura-Jorge	Biólogo, Dr.	Coord. Temática de Fotoidentificação
Marta Jussara Cremer	Bióloga, Dra.	Coord. Temática de Telemetria
Renan Lopes Paitach	Biólogo, Dr.	Coord. Temática de Bioacústica
Paulo C. Simoes-Lopes	Biólogo, Dr.	Coord. Temática de Avist. Embarcada
Outros Responsáveis Técnicos do PMC-BS		
Alexandre Douglas Paro	Biólogo, Me.	Processamento e Análise de MAP
Vitor Zimmermann	Geógrafo	Geoprocessamento/SIG
Responsáveis Técnicos do Item sobre Análises de Isótopos Estáveis, Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA), Organohalogenados e Biomarcadores		
Afonso Celso Dias Bainy	Oceanólogo, Dr.	Processamento e Análise de Biomarcadores (LABCAI - UFSC)
Renato S. Carreira	Oceanógrafo, Dr.	Processamento e Análise de Isótopos Estáveis, Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos e Organohalogenados (LabMAM – PUC-RJ)

I. INTRODUÇÃO

O 7º Relatório Anual do PMC-BS consiste na consolidação de dados e análises proporcionados pelos sete anos de desenvolvimento das atividades deste Projeto (desde 2015 até o primeiro semestre de 2022), período em que foram realizadas 40 campanhas de campo, com a aplicação dos diversos métodos amostrais previstos para atender aos objetivos do Projeto.

Os seis primeiros anos do Projeto correspondem ao Ciclo de Curto Prazo do PMC-BS, cujo objetivo geral foi estabelecer bases metodológicas e de dados para o monitoramento de longo prazo de cetáceos na Bacia de Santos e de possíveis interferências sobre estes. Neste sentido, foram realizadas campanhas semestrais de Avistagem Embarcada e Monitoramento Acústico Passivo (MAP), de Telemetria e de Avistagem Aérea, totalizando 36 campanhas no Ciclo de Curto Prazo. A partir do segundo semestre de 2021, foi iniciado o Ciclo de Médio Prazo, cujo objetivo geral é consolidar as bases metodológicas e de dados para o monitoramento de longo prazo de cetáceos na Bacia de Santos, com vistas a gerar parâmetros para a avaliação de potenciais impactos naqueles organismos acarretados por atividades de exploração e produção de petróleo e gás natural e/ou por outras atividades antrópicas desenvolvidas na Bacia de Santos. Partindo deste princípio e da base de dados obtidas durante o Ciclo de Curto Prazo, a intensidade amostral foi redefinida para a realização de campanhas semestrais de Avistagem Embarcada e MAP e de campanhas anuais de Telemetria e de Avistagem Aérea. Portanto, este 7º Relatório Anual do PMC-BS considera todo o Ciclo de Curto Prazo e as quatro primeiras campanhas do Ciclo de Médio Prazo.

O acúmulo de dados ao longo dos anos permitiu a análise, discussão e a consolidação dos dados e informações relativas à biologia das espécies de cetáceos registradas (riqueza, distribuição, densidade, abundância, usos de habitats e alguns padrões de comportamento), além do aprofundamento da avaliação de possíveis interferências antropogênicas sobre a comunidade de cetáceos e da avaliação sobre as atividades de pesquisa sísmica e ocorrência de cetáceos.

A elaboração dos relatórios segue uma lógica de acúmulo crescente destes dados, a possibilidade de uma abordagem sazonal e de comparação de dados de uma série temporal mínima. Também é aprofundado o cruzamento dos dados do PMC-BS com outros dados, sejam estes de aspectos naturais ou antropogênicos, disponíveis ou que estejam sendo gerados em outros programas de monitoramento ambiental desenvolvidos pela PETROBRAS na Bacia de Santos.

A estrutura e a abordagem deste Relatório buscaram a consolidação de alguns aspectos da biologia das espécies (p.ex., uso de habitat, distribuição, abundância e movimentos) e o aprofundamento da abordagem dos Relatórios Anuais anteriores, incluindo os cruzamentos com dados atualizados de outros projetos de monitoramento desenvolvidos pela PETROBRAS na Bacia de Santos. Neste sentido, além de serem abordados dados físico-químicos e biológicos disponíveis em base de dados oceanográficos, foram atualizados dados a partir do Projeto de Monitoramento do Tráfego de Embarcações da Bacia de Santos – PMTE-BS, do Projeto Monitoramento da Atividade Pesqueira na Bacia de Santos – PMAP e do Projeto de Monitoramento da Paisagem Acústica Submarina da Bacia de Santos – PMPAS-BS, com destaque para este. Desta forma, mesmo que não se tenha esgotado as possibilidades de análises, considera-se que, para esta etapa do Ciclo de Médio Prazo, os objetivos do PMC-BS foram todos abordados e cumpridos neste Relatório Anual.

Este 7º Relatório Anual traz, inicialmente, um breve resumo executivo com a síntese dos resultados obtidos pelo PMC-BS até o presente, em seus sete anos de implementação. Após, é feita uma breve descrição dos métodos de coleta (item III) e esforço amostral utilizados (item IV). O item V seguinte é o principal deste Relatório, com os resultados provenientes de diferentes métodos e combinações destes orientados para os objetivos do Projeto, bem como discussões baseadas na literatura técnico-científica. Finalmente, é apresentada nas considerações finais uma reflexão crítica sobre os objetivos do PMC-BS e os avanços em relação ao apresentado no relatório anterior, o Relatório Consolidado 1 – Ano 6 (PETROBRAS, 2021c).

II. RESUMO EXECUTIVO

Os principais resultados do Projeto de Monitoramento de Cetáceos na Bacia de Santos (PMC-BS) são descritos a seguir:

- O PMC-BS vem sendo executado continuamente desde 2015, concluindo em 2021 seu Ciclo de Curto Prazo, um período inicial de seis anos de campanhas de coletas de dados na Bacia de Santos, e iniciando, na segunda metade de 2021, seu Ciclo de Médio Prazo;
- Este 7º Relatório Anual apresenta os dados de 4 campanhas do Ciclo de Médio Prazo;
- O Projeto adota uma abordagem multi-métodos para investigação de diversos aspectos da biologia de cetáceos, utilizando amostragem intensa com plataformas embarcada e aérea e aplicação de transmissores fixados nos animais;
- O Projeto é uma condicionante do licenciamento ambiental das atividades de exploração, produção e escoamento de petróleo e gás natural realizadas pela PETROBRAS na Bacia de Santos;
- O Projeto visa **avaliar diferentes aspectos da biologia dos cetáceos e os potenciais impactos das atividades de exploração, produção e escoamento de petróleo e gás natural da Bacia de Santos sobre este grupo**, através do monitoramento em longo prazo das populações nas áreas costeiras e oceânicas da Bacia de Santos;
- A área de estudo compreende uma faixa que se estende de Florianópolis/SC até Cabo Frio/RJ e cobre um amplo gradiente de profundidade que vai desde águas costeiras até oceânicas, atingindo uma distância de até 350 km da costa e mais de 2.000 metros de profundidade;
- Foram executadas 40 campanhas de coleta de dados nos sete anos desde o início de implementação do Projeto (entre novembro de 2015 e março de 2022): 14 campanhas de Avistagem Embarcada

e MAP, 13 campanhas de Avistagem Aérea e 13 Campanhas de Telemetria;

- Nesse período, foi realizado um total de 956 dias, 9.987,6 horas e 188.911 km de esforço amostral. Este constitui um esforço intensivo e sistemático sem precedentes na costa brasileira, resultando em 3.644 detecções visuais e 1.578 detecções acústicas de grupos de cetáceos;
- Foi possível identificar **27 espécies de cetáceos**, sendo 19 odontocetos (golfinhos e baleias com dentes) e 8 mysticetos (baleias verdadeiras com barbatanas bucais: baleias azul, fin, sei, de-Bryde, minke-Antártica, minke-anã, jubarte e franca), distribuídos em sete famílias;
- Um total de **7 espécies (25,9%) são classificadas com algum grau de ameaça de extinção** na lista vermelha da fauna brasileira, sendo elas: baleia-azul, baleia-fin, baleia-sei, baleia-franca-austral, cachalote, boto-cinza e toninha.
- Foi observada uma alta riqueza de cetáceos na Bacia de Santos, com uma fauna bastante representativa dos cetáceos que ocorrem no Brasil e espécies tanto de águas quentes como frias, haja vista que a Bacia de Santos faz contato ao sul com a Convergência Subtropical, devido ao encontro das grandes massas de águas frias e quentes;
- A densidade média estimada de mysticetos foi de 0,69 indivíduos por 100 km² ao longo de todo o período amostrado. Entretanto, houve uma grande variabilidade da densidade entre as campanhas, oscilando de 0,06 a 3,3 indivíduos por 100 km². Os cetáceos utilizaram todos os habitats da Bacia de Santos, com diferentes espécies utilizando os estratos costeiro, da plataforma continental, talude continental e região oceânica. Dentre as áreas de maior riqueza de espécies, destaca-se o talude continental; em relação à abundância, a plataforma continental abriga as maiores populações. As regiões costeiro-estuarinas sustentam populações ameaçadas de extinção de dois pequenos cetáceos.

- A estimativa média de delfínídeos para todo o período de sete anos de coleta foi de 27.660 delfínídeos. As estimativas de abundância de delfínídeos por campanha oscilaram de 16 a 35 mil indivíduos.
- Os dados de movimentos usando fotoidentificação (n = 2.794 indivíduos catalogados de 26 espécies) e transmissores satelitais (n = 102 indivíduos de 13 espécies) mostram fatos inéditos sobre migrações de grandes baleias entre áreas de alimentação e reprodução; movimentos de determinadas espécies para bacias sedimentares adjacentes como a Bacia de Pelotas, ao sul, e a Bacia de Campos e Espírito Santo, ao norte; e movimentos dentro da Bacia de Santos.
- Foram realizadas 561 biópsias, permitindo a realização de estudos sobre diversidade genética, proporção sexual, estruturação genética, tamanho efetivo de populações, isótopos estáveis, biomarcadores, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos e organohalogenados;
- O comportamento de mergulho foi descrito para 11 espécies por meio da colocação de transmissores arquivais e satelitais, descrevendo o uso vertical da coluna da água por espécies como a baleia-piloto-de-peitorais-curtas, o cachalote e a baleia-sei;
- O repertório acústico, incluindo assovios e cliques de ecolocalização, foi descrito e aprimorado para 13 espécies de cetáceos, incluindo a construção de classificadores automatizados de assovios para o conjunto de espécies mais abundantes;
- Os dados sobre detecções de cetáceos coletados pelo Projeto de Monitoramento da Paisagem Submarina da Bacia de Santos (PMPAS-BS) nas campanhas de amostragem acústica por *glider* revelaram diversos registros de espécies importantes: de grandes baleias-de-barbatana ameaçadas de extinção (baleia-azul, baleia-fin e baleia-sei) e da baleia-minke-Antártica. Estas espécies são migratórias e sazonais na Bacia de Santos.
- De forma inédita no PMC-BS, no presente Relatório são apresentados e discutidos os resultados das análises de isótopos

estáveis de Carbono e Nitrogênio de 35 amostras de epitélio biopsiadas indivíduos de 10 espécies de cetáceos que ocorrem na Bacia de Santos. Os resultados são ainda preliminares, mas a grande diferença de habitats e de condições ambientais pode estar relacionada com a diferença na assinatura isotópica dos animais amostrados na Bacia de Santos.

- Foram analisadas 38 amostras de tecido adiposo da pele referentes a doze espécies de cetáceos cujos indivíduos foram biopsiados no período de julho de 2021 a julho de 2022. Todas as classes de compostos orgânicos analisados (HPA, organoclorados e organobromados) apresentaram um elevado percentual de compostos abaixo do limite de detecção, sendo 66% para a Σ PCBs, 74% para a Σ PBDEs e 92% para a Σ HPAs. Os dados aqui reportados, contudo, não caracterizam alteração do panorama atual de contaminação de cetáceos por compostos orgânicos na área de estudo. Cabe ressaltar que o baixo número de amostras impede maiores conclusões sobre os resultados.
- Foi dada continuidade às análises de biomarcadores, com inclusão de um novo biomarcador, a Glutathione S-Transferase alfa (GST-a). Neste Relatório são apresentados os testes iniciais para padronização deste biomarcador para as três espécies de cetáceos que vinham sendo trabalhadas como alvo destas análises no Ciclo de Curto Prazo do PMC-BS.
- As interferências antrópicas sobre os cetáceos foram investigadas por diferentes abordagens que incluem a modelagem de habitat considerando diversas variáveis antrópicas, a comparação de taxas de encontro e densidade em diferentes períodos e distâncias de atividades sísmicas, a análise de biópsias para identificação e quantificação de compostos orgânicos e o monitoramento de lesões de pele por meio de fotoidentificação. Estas análises ainda não são conclusivas e serão aprofundadas durante o Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS.

- Considera-se que foram abordados de forma satisfatória todos os objetivos delineados para serem contemplados pelo PMC-BS e nestes sete anos de execução do Projeto, podendo ser verificados pelas informações apresentadas nos dois Volumes que formam este 7º Relatório Anual.

III. RESUMO DOS MÉTODOS

O PMC-BS segue uma abordagem multi-métodos para coleta de dados sobre cetáceos, descritos no Projeto Executivo do Ciclo de Médio Prazo (PETROBRAS, 2020b) e resumidos abaixo. Os diferentes métodos de coleta e processamento de dados empregados no Projeto ainda estão detalhados em diferentes procedimentos operacionais (ver **Volume II**).

A principal plataforma de coleta do PMC-BS é uma embarcação *mini-supply* ('*Sea Route*') adaptada para a pesquisa científica de 23,7 metros de comprimento e dois motores (**Figura III-1**). Esta embarcação tem autonomia de 45 dias de mar e acomoda até 12 pesquisadores. A embarcação possui uma torre com 7 metros de altura (**Figura III-2**), que proporciona amplo campo visual para procura de cetáceos ao longo de linhas de transecção sistemáticas (Campanhas de Avistagem Embarcada/MAP) ou rotas focadas em regiões de maior densidade de cetáceos para marcação com transmissores satelitais e arquivais (Campanhas de Telemetria).

Três observadores de bordo atuaram simultaneamente na torre buscando ativamente cetáceos a olho nu e com auxílio de binóculos. Estes observadores revezaram-se com dois observadores em descanso durante todo o período do dia, enquanto houvesse luz e condições meteoceanográficas adequadas, isto é, ausência de chuva e mar até 5 na escala Beaufort. Ao detectar grupos de cetáceos, os observadores registraram informações como hora, posição geográfica, identificação taxonômica (ao menor nível possível), tamanho de grupo e presença de filhotes. O esforço amostral foi controlado pelo tempo de amostragem e rotas percorridas (*tracks*) registradas continuamente pelo GPS.



Figura III-1: Vista geral da embarcação Sea Route, utilizada para as coletas de dados embarcados do PMC-BS.



Figura III-2: Torre de observação da embarcação Sea Route, com observadores em esforço durante campanha de Avistagem Embarcada e MAP do PMC-BS.

Nas Campanhas de Avistagem Embarcada, a amostragem visual foi realizada de forma simultânea e independente do Monitoramento Acústico Passivo (MAP). O monitoramento acústico foi realizado com um arranjo de quatro hidrofones (ver **Volume II - Anexo III-9: Características dos arranjos de hidrofones**), dois de alta e dois de baixa frequência, rebocados com um cabo de 400 metros da popa da embarcação (**Figura III-3**). Dois operadores de MAP monitoraram os sinais acústicos auditivamente e por meio de espectrogramas, auxiliados por softwares de detecção, classificação e posicionamento dos sinais (**Figura III-4**). Os operadores de MAP revezaram-se com um operador em descanso durante o período diurno e sempre que as condições meteoceanográficas permitissem (ausência de descargas elétricas e mar até 5 na escala Beaufort). Informações sobre as detecções de cetáceos foram registradas durante a campanha e os sinais acústicos captados foram armazenados em HDs para validação e análise espectral posterior em laboratório.

Os métodos visuais e acústicos de amostragem foram usados de forma simultânea e complementar na maior parte do esforço embarcado de amostragem em linhas de transecção do PMC-BS. Eventualmente, no caso de paralisação do esforço acústico (p.ex. por baixa profundidade ou problemas técnicos momentâneos) ou do esforço visual (p.ex. por chuva forte ou outras condições adversas), a embarcação mantinha a navegação para amostragem nas linhas desde que uma das formas de amostragem estivesse em operação. O deslocamento e a amostragem da embarcação nas linhas só foram interrompidos quando havia condições restritivas para ambos os métodos e para a segurança da embarcação como um todo, ou paradas programadas para abastecimento e troca de equipe.

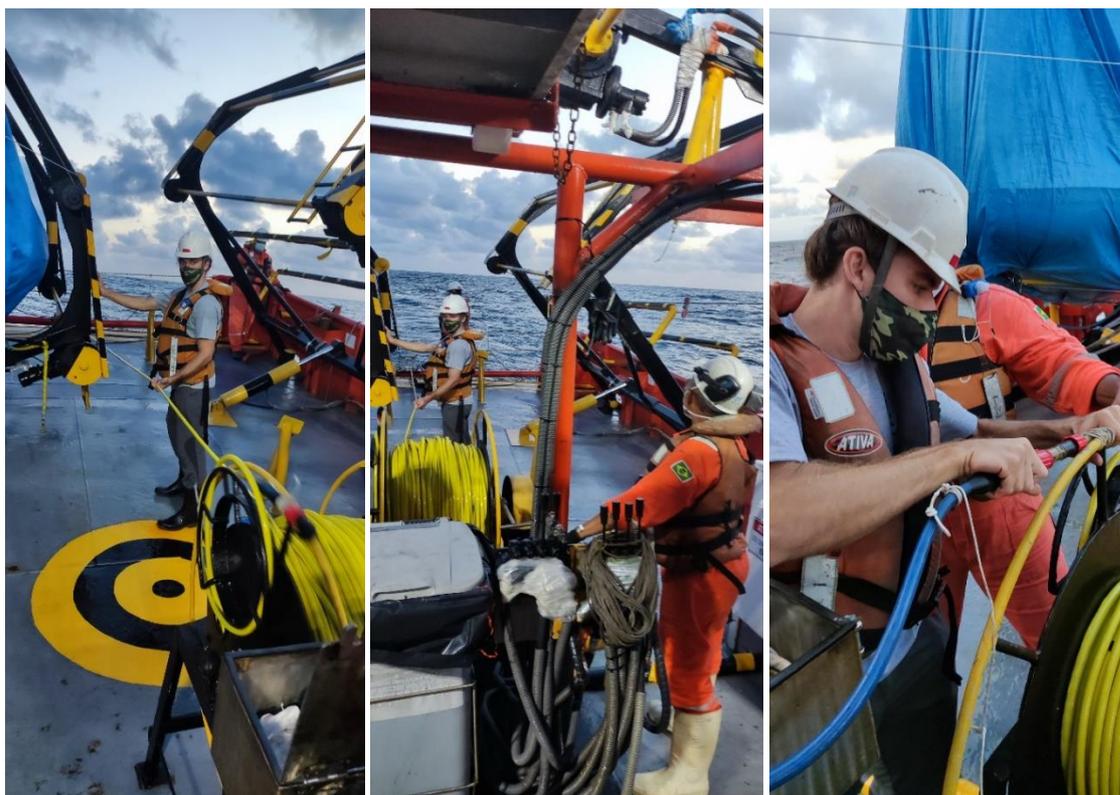


Figura III-3: Cabo de reboque com arranjo de hidrofones lançado com o guincho hidráulico na popa da embarcação durante Campanha de Avistagem e MAP do PMC - BS.



Figura III-4: Estação e operadores de MAP durante Campanha de Avistagem Embarcada e MAP do PMC-BS.

Nas Campanhas de Telemetria, a prioridade foi a implantação de transmissores satelitais ou arquivais em cetáceos de médio a grande porte. Após a detecção visual de um grupo a partir do navio e havendo condições meteoceanográficas adequadas (mar até 3 na escala Beaufort), a aproximação dos grupos foi feita com auxílio de um bote inflável equipado com uma plataforma elevada na proa (**Figura III-5**). Um segundo bote inflável de segurança também foi lançado ao mar para auxiliar na coleta de dados e para eventuais emergências.

Dois tipos de transmissores foram utilizados nas Campanhas de Telemetria (**Figura III-6**): transmissores satelitais implantáveis da marca Wildlife Computers, modelo SPLASH10, nas configurações Tubo intramuscular e LIMPET; e arquivais fixado por copos de sucção (modelos DTAG ou Cats Cam). Os transmissores satelitais foram implantados remotamente por meio de uma balestra (LIMPET) ou de um rifle de ar comprimido adaptado para marcação – Restech ARTS (Implantável e LIMPET). Os transmissores arquivais foram implantados por meio de uma vara de fibra de carbono. Os transmissores satelitais priorizam a coleta de posições geográficas numa escala temporal maior (de dias a semanas). Os transmissores arquivais trabalham em uma escala temporal de horas e priorizam a coleta de dados em alta resolução de mergulho e movimentos nos três eixos corporais, além de dados acústicos e, no caso do Cats Cam, também imagens.



Figura III-5: Vista geral do bote inflável principal (6,3 m) usado nas Campanhas de Telemetria do PMC-BS.



Figura III-6: Transmissores utilizados nas Campanhas de Telemetria do PMC-BS: transmissor satelital implantável na configuração LIMPET (esq.) e transmissor arquivado do modelo DTAG (dir.).

Sempre que possível durante as campanhas embarcadas foram coletados dados de fotoidentificação individual através das marcas naturais, como na nadadeira dorsal

ou padrões de pigmentação dos animais (**Figura III-7**). Os indivíduos identificados foram comparados com catálogos organizados por espécie do próprio PMC-BS e de outros grupos de pesquisa que atuam na costa brasileira e no exterior.



Figura III-7: Exemplos de fotografias utilizadas para a fotoidentificação individual de cetáceos no PMC-BS: padrão de pigmentação da nadadeira dorsal de baleia-jubarte (esq.); e marcas na nadadeira dorsal de golfinhos-nariz-de-garrafa (dir.).

Enfim, foram realizadas coletas de biópsias a partir do navio ou dos botes infláveis usando uma balestra e flechas com ponteiros modificadas visando a obtenção de amostras de pele e de tecido adiposo subjacente para diferentes análises (**Figura III-8**). A amostra foi triada e particionada a bordo e as amostras foram preservadas em meio e temperatura adequadas, de acordo com a finalidade da coleta.



Figura III-8: Coleta de biópsia a partir da proa do navio (esq.) e posterior triagem da biópsia (dir.) durante Campanha de Telemetria do PMC-BS.

Este foi o primeiro Relatório Anual após as adaptações metodológicas implementadas no Ciclo de Médio Prazo (PETROBRAS, 2020b). Abaixo, um resumo das principais adaptações, descritas em detalhes em PETROBRAS (2020b): (1) Realização de apenas uma campanha de telemetria no inverno/primavera e com duração de 40 dias; (2) mudança do desenho amostral das campanhas de avistagem aérea, focando em amostrar antes e durante projetos de sísmica; (3) inclusão da fotogrametria por drone; e (4) inclusão de análises de isótopos estáveis.

IV. ESFORÇO E TAMANHO AMOSTRAL

As informações básicas sobre a totalidade das campanhas do PMC-BS, desde seu início em 2015 até a última campanha considerada neste relatório (14ª Campanha de Avistagem Embarcada e MAP), estão sumarizadas no **Volume II - Anexo IV-1: Esforço e Tamanho Amostral por Campanha do PMC-BS**. Nos dois subitens seguintes, descreve-se brevemente o esforço e tamanho amostral do PMC-BS no Ciclo de Médio Prazo e, em seguida, apresenta-se um resumo do esforço empregado ao longo de toda a série temporal de dados do monitoramento. Os dados coletados no âmbito do PMC-BS estão disponíveis ao público no SisPMC¹, um sistema *online* que permite a visualização das informações em formato de planilha ou webGIS, além de diferentes opções de filtragem e *download* dos dados.

IV.1 Esforço e tamanho amostral no Ciclo de Médio Prazo

No Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS, iniciado a partir de junho de 2021, foram realizadas até o momento quatro campanhas: duas Campanhas de Avistagem Embarcada e MAP, uma Campanha de Telemetria e uma Campanha de Avistagem Aérea (realizada em duas etapas/réplicas, sendo uma antes e outra durante um projeto de sísmica). As duas Campanhas de Avistagem Embarcada e MAP foram realizadas no inverno de 2021 e verão de 2022, com malhas de transecção sistemáticas cobrindo toda a área de estudo na Bacia de Santos (**Figura V.1.1-I**). O esforço amostral e cetáceos detectados visual e acusticamente estão descritos na **Tabela IV.1-1**.

¹ <https://sispmcprd.petrobras.com.br/sispmc>

Tabela IV.1-1: Esforço amostral e detecções de cetáceos nas Campanhas de Telemetria e de Avistagem Embarcada e MAP do Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS. MAP = Monitoramento Acústico Passivo.

Tipo de Amostragem	Campanha (número)	Estação do ano	Data de início	Data de término	Esforço (dias)	Esforço (horas)	Esforço (km)	Detecções de Grupos de Cetáceos
Avistagem	13	Inverno	08/07/21	20/08/21	37	392,6	5.012	318
MAP	13	Inverno	08/07/21	20/08/21	37	356,8	4.804	97
Telemetria	13	Inverno / primavera	28/08/21	06/10/21	37	414,2	4.798	120
Avistagem	14	Verão	22/01/22	02/03/22	34	413,0	5.471	73
MAP	14	Verão	22/01/22	02/03/22	34	376,7	5.099	87

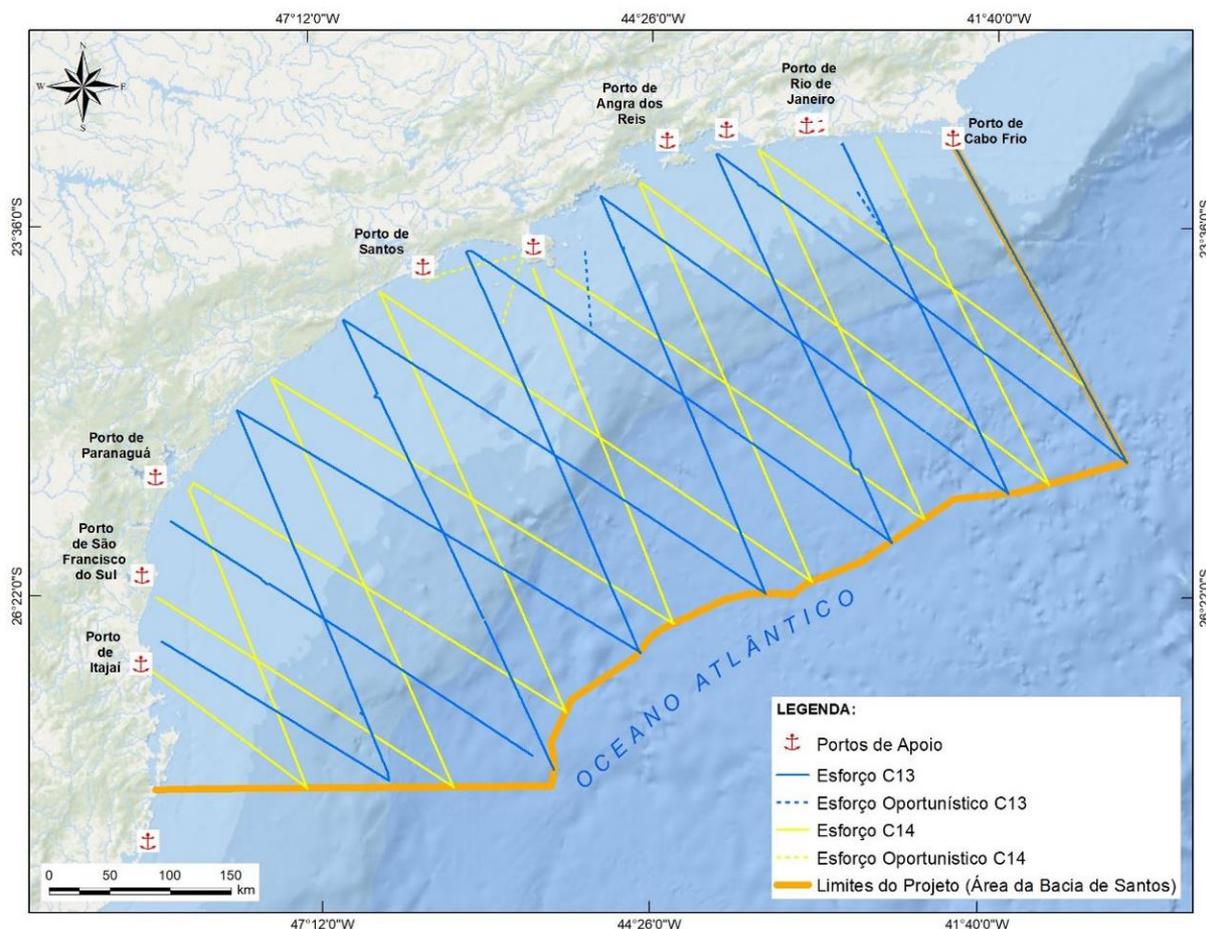


Figura V.1.1-I: Linhas de transecção percorridas na 13ª e 14ª Campanhas de Avistagem Embarcada e MAP do PMC-BS (Ciclo de Médio Prazo).

A 13ª Campanha de Telemetria do PMC-BS, como previsto, foi a única campanha deste tipo realizada no 1º ano do Ciclo de Médio Prazo e é a primeira de todo o PMC-BS seguindo a nova estratégia amostral definida para este ciclo, com previsão de duração de cerca de 40 dias consecutivos de campo no inverno/primavera (ver PETROBRAS, 2020b). Foram realizados 37 dias de amostragem durante a 13ª Campanha de Telemetria, com 414,3 horas de esforço amostral e 2.591,1 milhas náuticas percorridas (**Figura V.1.1-II**), quando 120 grupos de cetáceos foram detectados. De um total de 10 tentativas de marcação com transmissores satelitais e arquivais, 4 indivíduos foram marcados com sucesso, todos com transmissores satelitais.

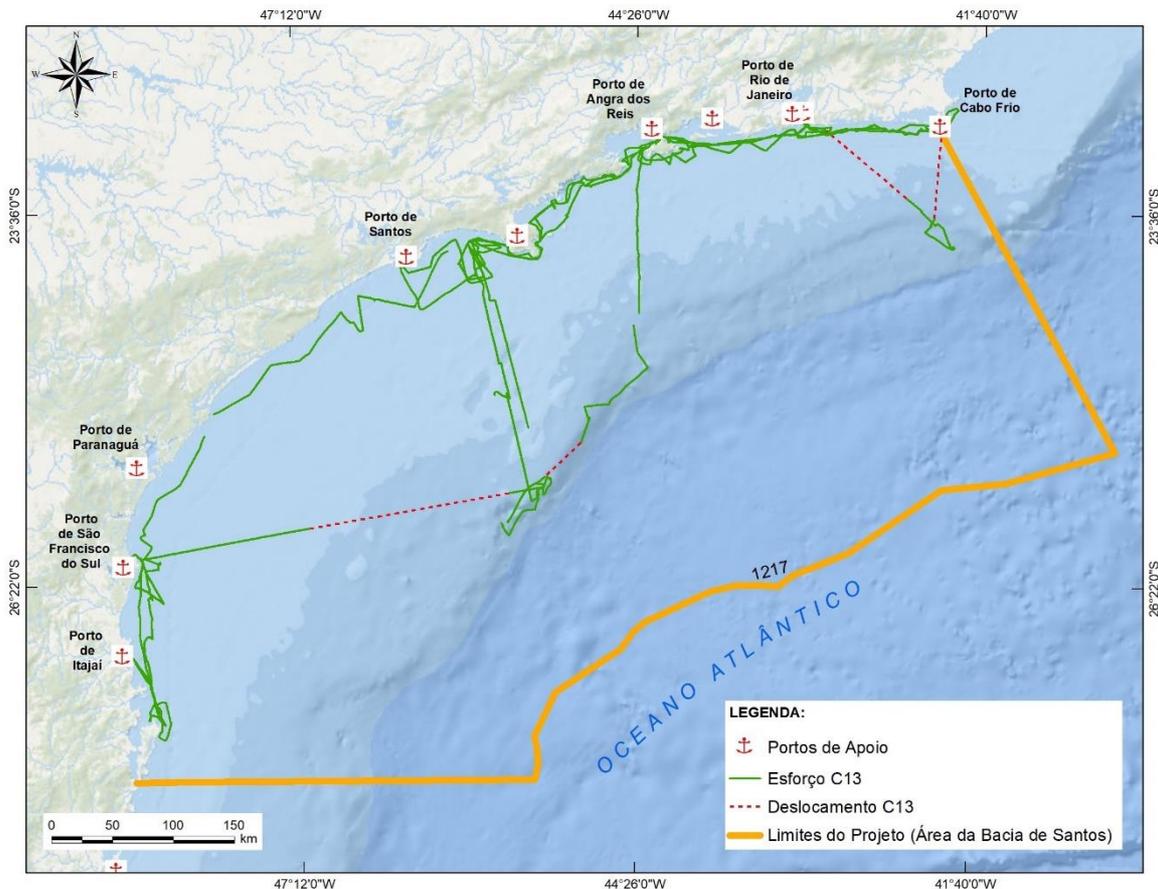


Figura V.1.1-II: Esforço amostral na 13ª Campanha de Telemetria do PMC-BS (Ciclo de Médio Prazo).

Em relação à Avistagem Aérea, também a partir da 13ª Campanha, o desenho amostral foi modificado (em relação ao que foi adotado ao longo do Ciclo de Curto Prazo do PMC-BS), passando a focar o esforço em uma região no entorno de um projeto de prospecção sísmica antes do início e durante os disparos de canhões (*airguns*). A 13ª Campanha de Avistagem Aérea do PMC-BS foi realizada no entorno do Campo de Iracema e foi a primeira (de todo o PMC-BS) realizada neste novo formato. O esforço foi de 6.850 km percorridos em 19,9 horas de amostragem, resultando em 30 detecções de cetáceos (ver item **V.4.3.2 Sobrevoos antes e durante a sísmica no Campo de Iracema**).

IV.2 Esforço e tamanho amostral em toda a série temporal

Os dados considerados neste Relatório são o produto de sete anos de coleta de dados pelo PMC na Bacia de Santos, perfazendo 956 dias, 9.987,6 horas e 188.911 km de esforço amostral (**Figura V.1.1-I**), e 3.644 detecções visuais de cetáceos (**Figura V.1.1-II**). O Monitoramento Acústico Passivo (MAP) resultou em 1.578 detecções acústicas de grupos de cetáceos.

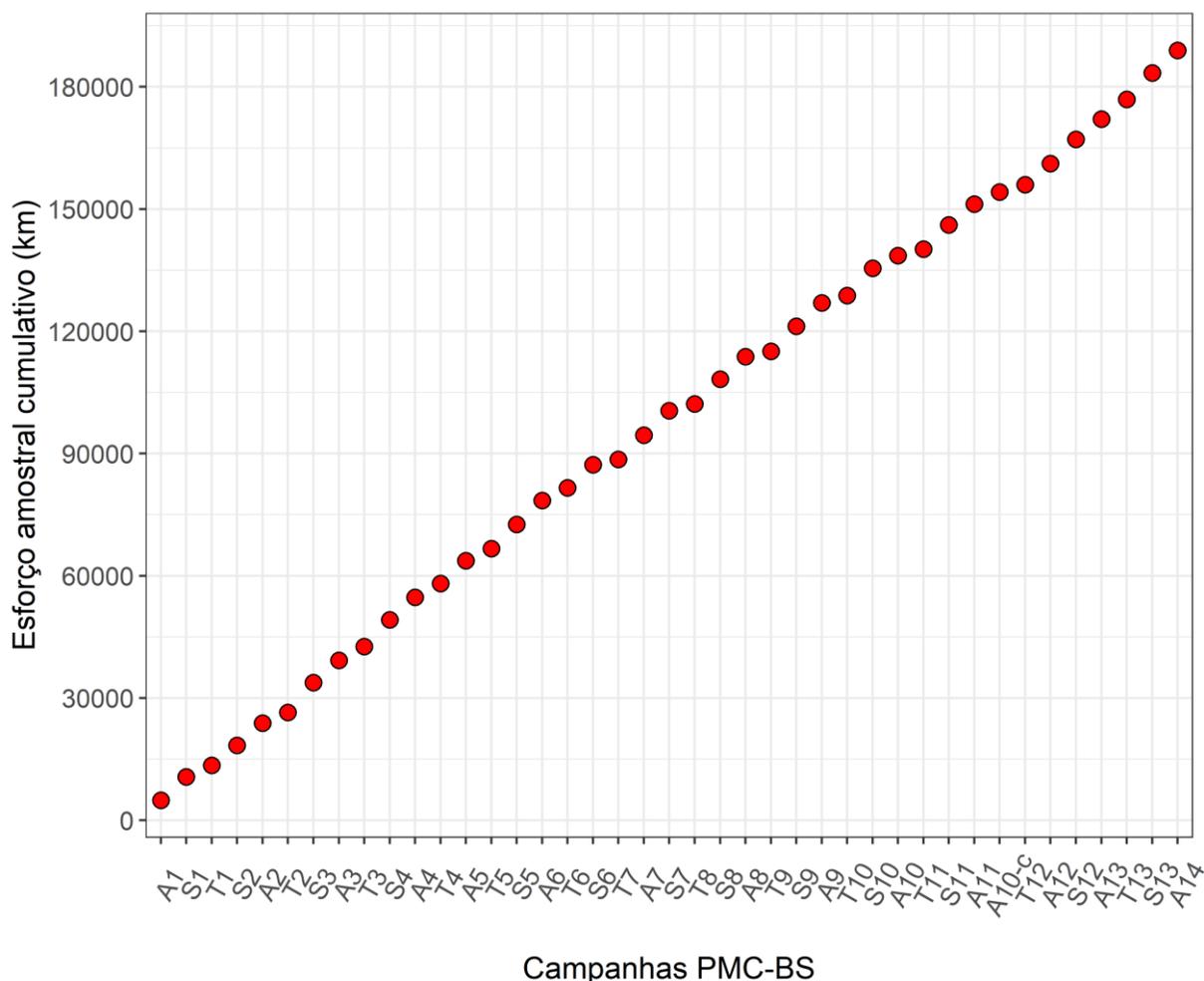


Figura V.1.1-I: Esforço amostral cumulativo em todas as campanhas do PMC-BS até o presente (2015-2022). A = Avistagem Embarcada, S = Avistagem Aérea, T = Telemetria. O esforço de MAP foi excluído por coincidir com o esforço de avistagem embarcada.

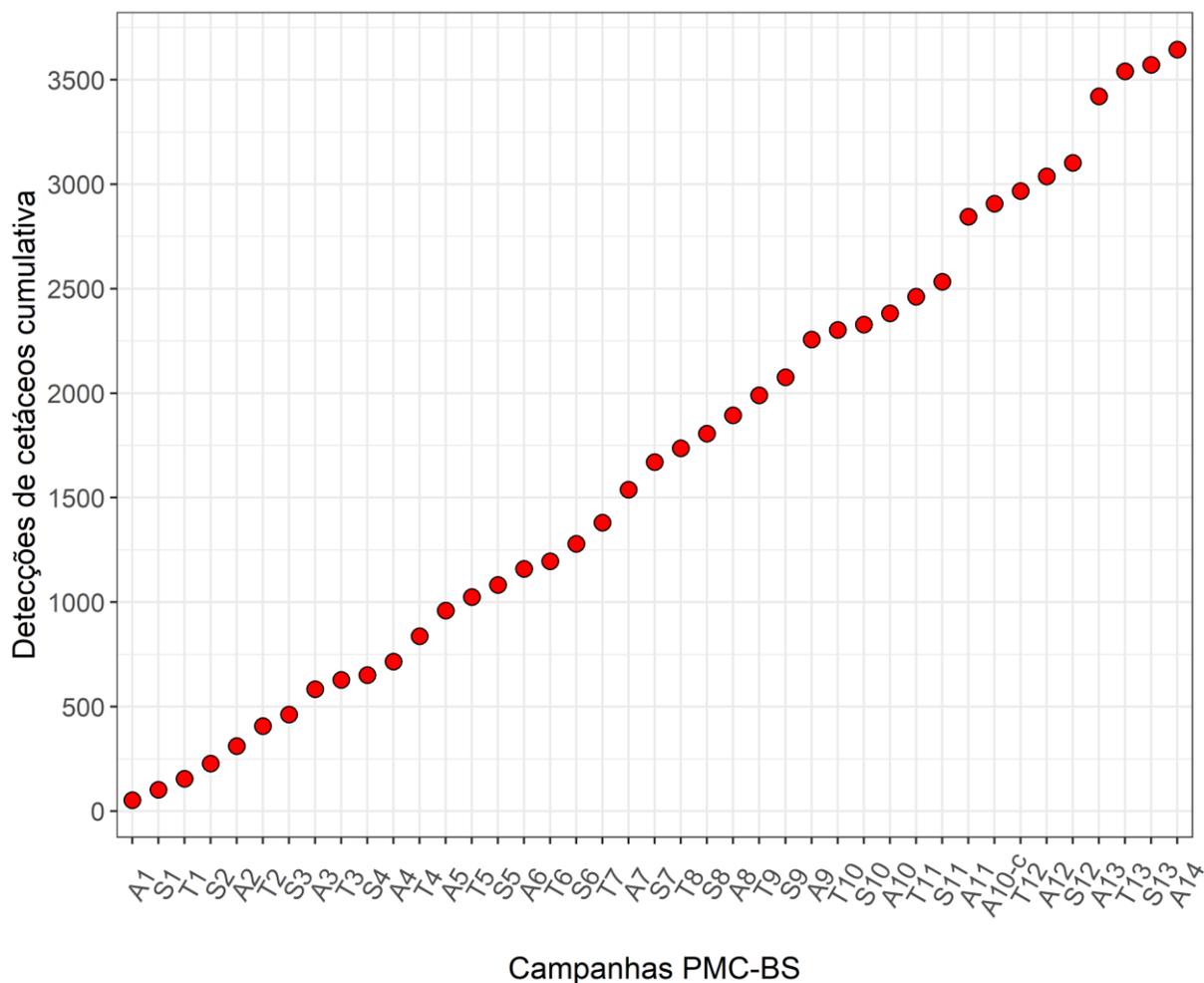


Figura V.1.1-II: Detecções visuais cumulativas de cetáceos durante todas as campanhas do PMC-BS até o presente (2015-2022). A = Avistagem Embarcada, S = Avistagem Aérea, T = Telemetria.

Em sete anos de Projeto, foram colocados com sucesso 102 transmissores em 13 espécies de cetáceos, sendo 81 transmissores satelitais e 21 transmissores arquivais (**Tabela IV.2-1**). Neste Relatório, focou-se somente nos dados de transmissores satelitais, pois não houve novas marcações de transmissores arquivais após a apresentação do Relatório Consolidado do PMC-BS (PETROBRAS, 2021c). Mais informações sobre cada implantação de transmissor satelital estão descritas no **Volume II - Anexo IV-2: Informações sobre marcações com transmissores satelitais**.

Tabela IV.2-1: Espécies de cetáceos marcadas com sucesso com transmissores satelitais, usando diferentes sistemas de ancoragem, e transmissores arquivais (DTAGs e CATS) durante as 13 Campanhas de Telemetria do PMC na Bacia de Santos.

Espécie	Tipo de transmissor				Total
	TUBO	LIMPET	DTAG	CATS	
<i>Eubalaena australis</i>	0	0	2	0	2
<i>Balaenoptera musculus</i>	2	0	0	0	2
<i>Balaenoptera physalus</i>	1	1	1	0	3
<i>Balaenoptera borealis</i>	3	19	1	3	26
<i>Balaenoptera brydei</i>	0	4	2	0	6
<i>Balaenoptera bonaerensis</i>	0	4	0	0	4
<i>Megaptera novaeangliae</i>	9	0	8	0	17
<i>Physeter macrocephalus</i>	1	2	1	0	4
<i>Orcinus orca</i>	0	10	1	0	11
<i>Globicephala macrorhynchus</i>	0	5	1	0	6
<i>Peponocephala electra</i>	0	2	1	0	3
<i>Grampus griseus</i>	0	1	0	0	1
<i>Steno bredanensis</i>	0	1	0	0	1
<i>Tursiops truncatus</i>	0	16	0	0	16
TOTAL	16	65	18	3	102

Para todas as 26 espécies com registros fotográficos no PMC-BS foi possível iniciar a elaboração do catálogo de referência de fotoidentificação, com um total de 2.794 indivíduos catalogados (**Tabela IV.2-2**). As espécies com maior número de fotoidentificações foram o golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*), com 27,3% dos indivíduos identificados, seguido do golfinho-pintado-do-Atlântico (*Stenella frontalis*) com 16,3% dos indivíduos totais.

Tabela V.2-2: Número cumulativo de indivíduos em cada catálogo por espécie até o final do Ciclo de Curto Prazo (até a 12ª Campanha de Avistagem Embarcada e MAP) e no Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS (da 13ª até a 14ª Campanha de Avistagem Embarcada e MAP*).

Espécie	Ciclo de Curto Prazo	Ciclo de Médio Prazo*
<i>Balaenoptera musculus</i>	6	7
<i>Balaenoptera physalus</i>	18	24
<i>Balaenoptera borealis</i>	50	52
<i>Balaenoptera brydei</i>	30	32
<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	3	4
<i>Balaenoptera bonaerensis</i>	11	11
<i>Megaptera novaeangliae</i>	119	144
<i>Physeter macrocephalus</i>	5	5
<i>Kogia sima</i>	3	3
<i>Ziphius cavirostris</i>	1	1
<i>Orcinus orca</i>	30	41
<i>Globicephala sp.</i>	117	117
<i>Pseudorca crassidens</i>	20	20
<i>Feresa attenuata</i>	54	58
<i>Peponocephala electra</i>	271	271
<i>Sotalia guianensis</i>	127	174
<i>Steno bredanensis</i>	78	90
<i>Grampus griseus</i>	119	138
<i>Tursiops truncatus</i>	673	763
<i>Stenella attenuata</i>	54	54
<i>Stenella frontalis</i>	446	456
<i>Stenella longirostris</i>	192	196
<i>Stenella clymene</i>	27	32
<i>Delphinus sp.</i>	60	89
<i>Lagenodelphis hosei</i>	11	11
<i>Pontoporia blainvillei</i>	1	1
Total	2.526	2.794

O esforço de coleta de biópsias resultou em 561 amostras de 21 espécies (Tabela IV.2-3). As duas espécies com maior número de amostras foram novamente o golfinho-pintado-do-Atlântico, com 26,2% do total, e o golfinho-nariz-de-garrafa, com 19,6%.

Tabela IV.2-3: Número total de biópsias coletadas por espécie nos Ciclos de Curto Prazo (até a 12ª Campanha de Avistagem Embarcada e MAP 12) e de Médio Prazo do PMC-BS (da 13ª até a 14ª Campanha de Avistagem Embarcada e MAP*).

Espécie	Ciclo de Curto Prazo	Ciclo de Médio Prazo*	TOTAL
<i>Eubalaena australis</i>	2	0	2
<i>Balaenoptera musculus</i>	8	0	8
<i>Balaenoptera physalus</i>	7	0	7
<i>Balaenoptera borealis</i>	35	2	37
<i>Balaenoptera brydei</i>	14	1	15
<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	1	0	1
<i>Balaenoptera bonaerensis</i>	8	0	8
<i>Megaptera novaeangliae</i>	31	0	31
<i>Physeter macrocephalus</i>	7	0	7
<i>Orcinus orca</i>	8	2	10
<i>Globicephala macrorhynchus</i>	19	0	19
<i>Pseudorca crassidens</i>	1	0	1
<i>Peponocephala electra</i>	5	0	5
<i>Sotalia guianensis</i>	2	0	2
<i>Steno bredanensis</i>	16	2	18
<i>Tursiops truncatus</i>	94	16	110
<i>Stenella attenuata</i>	21	0	21
<i>Stenella frontalis</i>	134	13	147
<i>Stenella longirostris</i>	66	2	68
<i>Stenella clymene</i>	11	3	14
<i>Delphinus delphis</i>	27	3	30
Total	517	44	561

V. RESULTADOS E DISCUSSÃO ORIENTADA PARA OS OBJETIVOS

V.1 Comunidade de cetáceos: uma análise de agrupamento das espécies por habitats

Com base nos diversos bancos de dados disponíveis sobre a Bacia de Santos (SIMMAM; SisPMC e SIMBA [PMP-BS]), existe até o momento a confirmação de 39 espécies de cetáceos incluídas em sete famílias, sendo 31 espécies de odontocetos e oito de mysticetos (**Tabela V.1-1**). Esses dados provêm da Lista Comentada de Cetáceos da Bacia de Santos, apresentada no Relatório Consolidado do Ciclo de Curto Prazo do PMC-BS (Item V.1.1-1, PETROBRAS, 2021c). Sete outras espécies de mamíferos marinhos não costumam ser avistadas durante eventos embarcados, mas constam das listas da Plataforma SIMMAM e da literatura. São focas e lobos marinhos vagantes e que não costumam ser atraídos por embarcações, além de serem inconspícuos na natureza. Ao contrário, baleias podem ser identificadas a distância pelo formato do borrifo e por detalhes de seus comportamentos de mergulho e emersão. Em sua maioria, os golfinhos são atraídos por embarcações, o que facilita sua identificação em campo e mesmo a realização de biópsias. O citado Relatório Consolidado também apresenta farta revisão de literatura científica sobre as espécies dessa região.

As famílias Delphinidae, Balaenopteridae e Ziphiidae são as que apresentam maior biodiversidade em nível global e as que apresentaram maior riqueza de espécies na Bacia de Santos. Por outro lado, as baleias-bicudas (Ziphiidae) são dificilmente avistadas durante os embarques, já que são animais tímidos e capazes de mergulhos prolongados (entre os Ziphiidae está o recorde mundial de tempo de mergulho).

Tabela V.1-1: Lista de espécies de cetáceos com ocorrência potencial na Bacia de Santos e com registro pelo PMC-BS. Notação: Status = status de conservação segundo a Lista da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (MMA, 2022) ou, quando ausente, segundo a Lista Vermelha da União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN)²; EN = ameaçada de extinção; BR = baixo risco; QA = quase ameaçada; CR = criticamente ameaçada; VU = vulnerável; DD = Deficiente em Dados.

Família	Nome Comum	Nome Científico	Registro PMC-BS	Status
MYSTICETI				
Balaenidae	Baleia-franca-austral	<i>Eubalaena australis</i>	Sim	EN
Balaenopteridae	Baleia-jubarte	<i>Megaptera</i>	Sim	BR
	Baleia-minke-comum	<i>Balaenoptera</i>	Sim	BR
	Baleia-minke-antártica	<i>Balaenoptera</i>	Sim	QA
	Baleia-de-bryde	<i>Balaenoptera</i>	Sim	BR
	Baleia-sei	<i>Balaenoptera</i>	Sim	EN
	Baleia-fin	<i>Balaenoptera</i>	Sim	EN
	Baleia-azul	<i>Balaenoptera</i>	Sim	CR
ODONTOCETI				
Physeteridae	Cachalote	<i>Physeter</i>	Sim	VU
Kogiidae	Cachalote-pigmeu	<i>Kogia breviceps</i>	Não	BR
	Cachalote-anão	<i>Kogia sima</i>	Sim	BR
Ziphiidae	Baleia-bicuda-de-Cuvier	<i>Ziphius cavirostris</i>	Sim	BR
	Baleia-bicuda-de-	<i>Berardius arnuxii</i>	Não	BR
	Baleia-bicuda-do-sul	<i>Hyperoodon</i>	Não	BR
	Baleia-bicuda-de-True	<i>Mesoplodon mirus</i>	Não	BR
	Baleia-bicuda-de-	<i>Mesoplodon</i>	Não	BR
	Baleia-bicuda-de-	<i>Mesoplodon layardii</i>	Não	BR
	Baleia-bicuda-de-Blainvillei	<i>Mesoplodon densirostris</i>	Não	BR
Pontoporiidae	Toninha	<i>Pontoporia</i>	Sim	CR
Delphinidae	Golfinho-de-dentes-	<i>Steno bredanensis</i>	Sim	BR
	Boto-cinza	<i>Sotalia guianensis</i>	Sim	VU
	Golfinho-nariz-de-	<i>Tursiops truncatus</i>	Sim	BR /
	Golfinho-pintado-	<i>Stenella attenuata</i>	Sim	BR

² Link: <https://www.iucn.org/resources/conservation-tool/iucn-red-list-threatened-species>

³ Reconhece-se dois ecótipos do golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) na costa brasileira, que podem ser considerados subespécies ou, de acordo com alguns pesquisadores, espécies distintas. Neste relatório consideramos a visão mais consensual: de que são duas subespécies distintas (ver texto para detalhes). A espécie *Tursiops truncatus* tem classificação de “Baixo Risco” pela IUCN, enquanto nacionalmente classifica-se a subespécie costeira como “Ameaçada de extinção” (MMA, 2022).

Família	Nome Comum	Nome Científico	Registro PMC-BS	Status
	Golfinho-pintado-do-	<i>Stenella frontalis</i>	Sim	BR
	Golfinho-rotador	<i>Stenella longirostris</i>	Sim	BR
	Golfinho-de-Clymene	<i>Stenella clymene</i>	Sim	BR
	Golfinho-listrado	<i>Stenella</i>	Não	BR
	Golfinho-comum	<i>Delphinus delphis</i>	Sim	BR
	Golfinho-de-Fraser	<i>Lagenodelphis</i>	Sim	BR
	Golfinho-liso-do-sul	<i>Lissodelphis peronii</i>	Não	BR
	Golfinho-de-Risso	<i>Grampus griseus</i>	Sim	BR
	Golfinho-cabeça-de-	<i>Peponocephala</i>	Sim	BR
	Orca-pigmeia	<i>Feresa attenuata</i>	Sim	BR
	Falsa-orca	<i>Pseudorca</i>	Sim	QA
	Orca	<i>Orcinus orca</i>	Sim	DD
	Baleia-piloto-de-peitorais-longas	<i>Globicephala melas</i>	Não	BR
	Baleia-piloto-de-peitorais-curtas	<i>Globicephala macrorhynchus</i>	Sim	BR
Phocoenidae	Boto-de-Burmeister	<i>Phocoena</i>	Não	QA
	Boto-de-óculos	<i>Phocoena dioptrica</i>	Não	BR

Das espécies de cetáceos registrados no país, 85% podem ser observadas na Bacia de Santos (para a lista completa, ver ICMBio, 2019). Essa diversidade expressiva deve-se à importante região biogeográfica avaliada nesse estudo. Trata-se de uma área de transição climática (Região Subtropical) e de transição entre dois biomas marinhos com fauna substancialmente distinta, aquela da Corrente do Brasil e a da Corrente das Malvilnas (ou Falkands) (PEREIRA, 1989).

A porção sul da Bacia de Santos recebe a influência marcante da Convergência Subtropical, onde o confronto dessas duas correntes gera águas de mistura e várias ressurgências (*upwellings*), criando zonas de alimentação, reprodução e mesmo de cuidado especial com os filhotes, além do desenvolvimento de organismos juvenis (SEELINGER et al., 2012). Assim, estamos tratando de um ecótono marinho com fauna tanto de águas quentes quanto de águas frias. O boto-de-Burmeister (*Phocoena spinipinnis* Burmeister, 1865) (SIMÕES-LOPES; XIMENEZ, 1989) e o lobo-marinho-antártico

(*Arctocephalus gazella*) (OLIVEIRA et al., 2011) são exemplos claros de fauna típica de águas frias cuja ocorrência na Bacia de Santos é apenas casual (extralimite).

Importante lembrar que a Bacia de Santos está limitada ao sul por essa extraordinária dinâmica de massas d'água e ao norte pela grande ressurgência de Cabo Frio, onde a Água Central do Atlântico Sul (ACAS) ressurge plena de nutrientes. Essa é, portanto, uma área de importância capital para o estudo de comunidades marinhas como é o foco do presente capítulo. Entre 2015 e 2020, em 30 campanhas realizadas pelo PMC-BS, foram registradas 27 espécies de cetáceos. Essa riqueza corresponde a pouco mais de 70% da riqueza registrada na Bacia de Santos pela literatura e pelos bancos de dados consultados, como o SIMMAM e o SIMBA (PMP-BS).

Assim, passado o período do Ciclo de Curto Prazo do PMC-BS, buscamos nesta análise do presente Relatório identificar conjuntos de espécies, gêneros ou famílias de cetáceos com padrões similares de distribuição e uso dos habitats na Bacia de Santos.

V.1.1 Métodos de análise

A análise foi realizada em duas etapas: (1) modelagem de distribuição espacial potencial para 18 grupos taxonômicos de cetáceos (14 espécies, 3 gêneros e 1 família) com dados coletados no Ciclo de Curto Prazo do PMC-BS; e (2) análises de agrupamento com base na similaridade de distribuição espacial potencial.

A primeira etapa consistiu em modelagens de distribuição espacial potencial para os táxons de cetáceos baseadas em um conjunto de variáveis ambientais que refletem a multidimensionalidade dos habitats de cetáceos (ver CORSI et al., 2002). Essa etapa da análise foi descrita em mais detalhes no Relatório Consolidado do Ciclo de Curto Prazo do PMC-BS (PETROBRAS, 2021c). O algoritmo de máxima entropia (MAXENT) serviu de base para a construção dos modelos de distribuição espacial potencial das espécies ou grupos taxonômicos, que considera um conjunto de características ambientais de células espaciais

em que há a presença da espécie ou do grupo sob análise, para prever a área de distribuição potencial em toda a região de estudo (PHILLIPS et al., 2006).

Um modelo de distribuição espacial potencial fornece um mapa da área de estudo sobreposto por uma malha de células (espaciais), cada qual com valores de adequabilidade de habitat (AH) que vão de zero (habitat totalmente inadequado) até um (habitat totalmente adequado). A modelagem baseou-se no programa MAXENT, versão 3.4.1 (PHILLIPS et al., 2020). Considerou-se como habitat adequado de cada espécie ou táxon valores superiores ao limite de AH dado por um método que minimiza a diferença entre sensibilidade e especificidade do modelo (*ETSS - equal training sensitivity and specificity*).

A avaliação do ajuste dos modelos de distribuição respaldou-se na curva ROC – *receiving operating characteristic* (GUISAN; ZIMMERMANN, 2000). Além da análise visual do gráfico ROC, o critério quantitativo baseou-se no valor de AUC (*Area Under the ROC Curve*), derivado da curva ROC, que varia de 0 a 1. Quanto maior o valor de AUC, melhores são as previsões do modelo, sendo que o valor 1 indica o acerto em todas as classificações.

As espécies e os grupos taxonômicos foram selecionados para as modelagens de acordo com o critério arbitrário de amostra mínima de terem sido detectadas 17 vezes visual e/ou acusticamente pelas diferentes plataformas do PMC-BS. Sendo assim, foram consideradas 14 espécies, 3 gêneros (*Kogia*, *Globicephala* e *Delphinus*) e 1 família (Ziphiidae) de cetáceos nas modelagens (**Tabela V.1.1-1**). As plotagens de todas as espécies de cetáceos observadas na Bacia de Santos estão disponíveis na plataforma WebGIS do Sistema Online de Armazenamento, Gerenciamento e Consulta de Dados do PMC-BS (SisPMC).

Os dados ambientais históricos foram obtidos no banco de dados MARSPEC, que inclui camadas geofísicas e bioclimáticas em alta resolução de 1 km (SBROCCO; BARBER, 2013). De um total disponível de 7 variáveis geofísicas e 10 variáveis bioclimáticas, após uma análise multivariada (ver LOBO et al., 2021), foram selecionadas 11 variáveis ambientais para a modelagem de distribuição (**Tabela V.1.1-2**).

Tabela V.1.1-1: *Espécies ou grupos taxonômicos de cetáceos considerados nas modelagens de distribuição espacial potencial na Bacia de Santos. Notação (ver texto para detalhes): N = número de detecções; AUC = area under the ROC curve; ETSS = Equal Training Sensitivity and Specificity.*

Espécie ou grupo de cetáceos	Abreviação	N	AUC	ETSS	Habitat potencial (km²)
Baleia-fin	Fin	32	0,998	0,247	164.455
Baleia-sei	Sei	79	0,997	0,344	134.881
Baleia-de-Bryde	Bryde	86	0,996	0,183	176.198
Baleia-jubarte	Megaptera	478	0,986	0,442	231.395
Cachalote	Physeter	72	0,997	0,267	176.378
<i>Kogia</i> spp.	Kogia	27	0,999	0,373	132.695
Baleias-bicudas (Família Ziphiidae)	Ziphius	17	0,999	0,442	142.605
Baleias-piloto (Gênero Globicephala)	Globicephala	35	0,998	0,354	121.886
Golfinho-de-Risso	Grampus	71	0,997	0,165	215.615
Orca	Orca	33	0,998	0,238	259.805
Golfinho-pintado-pantropical	S_attenuata	38	0,998	0,172	198.973
Golfinho-pintado-do-Atlântico	Frontalis	151	0,993	0,147	203.318
Golfinho-rotador	Longirostris	28	0,999	0,446	77.716
Boto-cinza	Sotalia	46	0,999	0,461	24.710
Golfinho-de-dentes-rugosos	Steno	38	0,998	0,332	205.322
Golfinho-nariz-de-garrafa	Tursiops	70	0,996	0,086	272.542
Golfinho-comum (Gênero Delphinus)	Delphinus	21	0,999	0,401	82.243
Toninha	Pontoporia	46	0,999	0,442	21.454

Tabela V.1.1-2: Variáveis ambientais utilizadas para a modelagem de distribuição espacial potencial de cetáceos da Bacia de Santos.

Sigla	Descrição
bati	Profundidade (m)
bio5	Distância da costa (km)
bio6	Declividade (graus)
bio8	Média anual da salinidade na superfície (psu)
bio9	Salinidade na superfície no mês mais doce (psu)
bio10	Salinidade na superfície no mês mais salgado (psu)
bio11	Amplitude anual da salinidade na superfície (psu)
bio12	Variância anual da salinidade na superfície (psu)
bio13	Média anual da temperatura na superfície (°C)
bio14	Temperatura na superfície do mês mais frio (°C)
bio15	Temperatura na superfície do mês mais quente (°C)
bio16	Amplitude anual da temperatura na superfície (°C)
bio17	Variância anual da temperatura na superfície (°C)

Para a construção da matriz de correlação entre as espécies e os grupos taxonômicos (família ou gênero), foi criada uma malha de 974 pontos distribuídos sistematicamente na Bacia de Santos, com espaçamento irregular e células de aproximadamente 16,5 km de base e 18,5 km de altura. Cada ponto foi caracterizado com os valores de adequabilidade de habitat estimados pelos modelos de distribuição espacial potencial das espécies ou outros grupos taxonômicos.

Dois métodos de agrupamento foram utilizados para identificar os grupos de espécies com padrão de uso de habitat similar: (1) agrupamento hierárquico; e (2) agrupamento *k-means*. Para o agrupamento hierárquico, se construiu matrizes de dissimilaridade entre as espécies ou outro grupo taxonômico usando quatro índices distintos: Gower, Bray-Curtis, Jaccard e Kulczynski. Esses quatro índices foram escolhidos porque são apropriados para detectar gradientes ecológicos (FAITH et al., 1987). Dois algoritmos de agrupamento foram utilizados para construção dos dendrogramas baseados em diferentes definições da dissimilaridade entre os grupos (BORCARD et al., 2011; JAMES et al., 2013): *complete* e *average*. Esses dois algoritmos são recomendados para produzir dendrogramas mais balanceados, sendo que o método *complete* usa a dissimilaridade máxima entre os *clusters* e o método *average* considera a

dissimilaridade média entre os *clusters* (JAMES et al., 2013). O dendrograma escolhido para representar os agrupamentos foi aquele com maior índice de correlação cofenética (maior correlação entre a matriz de dissimilaridade original e matriz cofenética). A matriz cofenética é calculada pela distância cofenética entre dois objetos no dendrograma, para todos os pares de objetos possíveis (BORCARD et al., 2011).

Outro método utilizado para agrupamento foi o de partição *k-means*, baseado na identificação de estruturas locais (centroides) dos dados (BORCARD et al., 2011). Por ser um método não-hierárquico, a visualização dos grupos se faz por um gráfico de duas dimensões e não por dendrogramas conforme os métodos hierárquicos.

As análises de agrupamento e plotagens de gráficos foram realizadas no software R (R CORE TEAM, 2021) usando os pacotes 'vegan' (OKSANEN et al., 2020) e 'factoextra' (KASSAMBARA; MUNDT, 2020).

V.1.2 Resultados

A matriz de dissimilaridade ordenada de acordo com o dendrograma mais ajustado aos dados sugere a formação de seis grupos de espécies com maior similaridade no uso dos habitats, em cores mais claras (**Figura V.1.2-1**). O dendrograma com maior índice de correlação cofenética (85,4%) foi o que utilizou o índice de Jaccard e o método de agrupamento UPGMA (**Figura V.1.2-2**). O segundo dendrograma mais ajustado utilizou o índice de Bray-Curtis e o método UPGMA, com índice de correlação cofenética de 83,0% (**Figura V.1.2-3**).

Em ambos os dendrogramas e na matriz de dissimilaridade o golfinho-comum, *Delphinus delphis*, aparece sozinho e isso merece ser mais bem estudado. Os comedores de lulas (teutófagos) de mar aberto e águas profundas, como os cachalotes, cachalotes-pigmeus, baleias-piloto e baleias-bicudas, aparecem coerentemente agrupados usando águas do platô de São Paulo e talude continental. O mesmo pode ser dito das espécies costeiras representadas pelas toninhas (franciscanas) e pelos botos-cinza. Sua dependência da costa, da foz de rios e baías está bastante explicitada na literatura.

Os outros três agrupamentos são compostos por espécies capazes de grandes deslocamentos diários, assim como por espécies migratórias como as jubartes, baleias-sei e baleias-fin. Esses migradores, no entanto, não fazem parte dos mesmos *clusters*. Os golfinhos-nariz-de-garrafa, golfinhos-pintado-do-Atlântico e baleias-de-Bryde são residentes e habitantes da plataforma continental, embora possam ocorrer eventualmente fora desse ambiente (como no talude e região costeira). Esse também é o caso das espécies aqui classificadas como de talude continental. Os golfinhos-rotadores, golfinhos-pintados-pantropicais e golfinhos-de-Risso usam essas águas profundas, assim como as baleias-fin e sei. E ainda há um terceiro grupo, que poderíamos chamar de espécies com plasticidade ambiental, isto é, baleias-jubarte, golfinhos-dentes-rugosos e orcas.

Já o método de agrupamento não-hierárquico de *k-means* reforça uma classificação baseada em cinco grupos de cetáceos com padrões de distribuição e uso de habitat similares, conforme descrito acima (**Figura V.1.2-4**). Nesse caso, os golfinhos-comuns agrupam com as demais espécies costeiras e não junto às espécies de plataforma continental. A **Figura V.1.2-4** apresenta uma classificação em espécies oceânicas e espécies de talude, o que parece razoável.

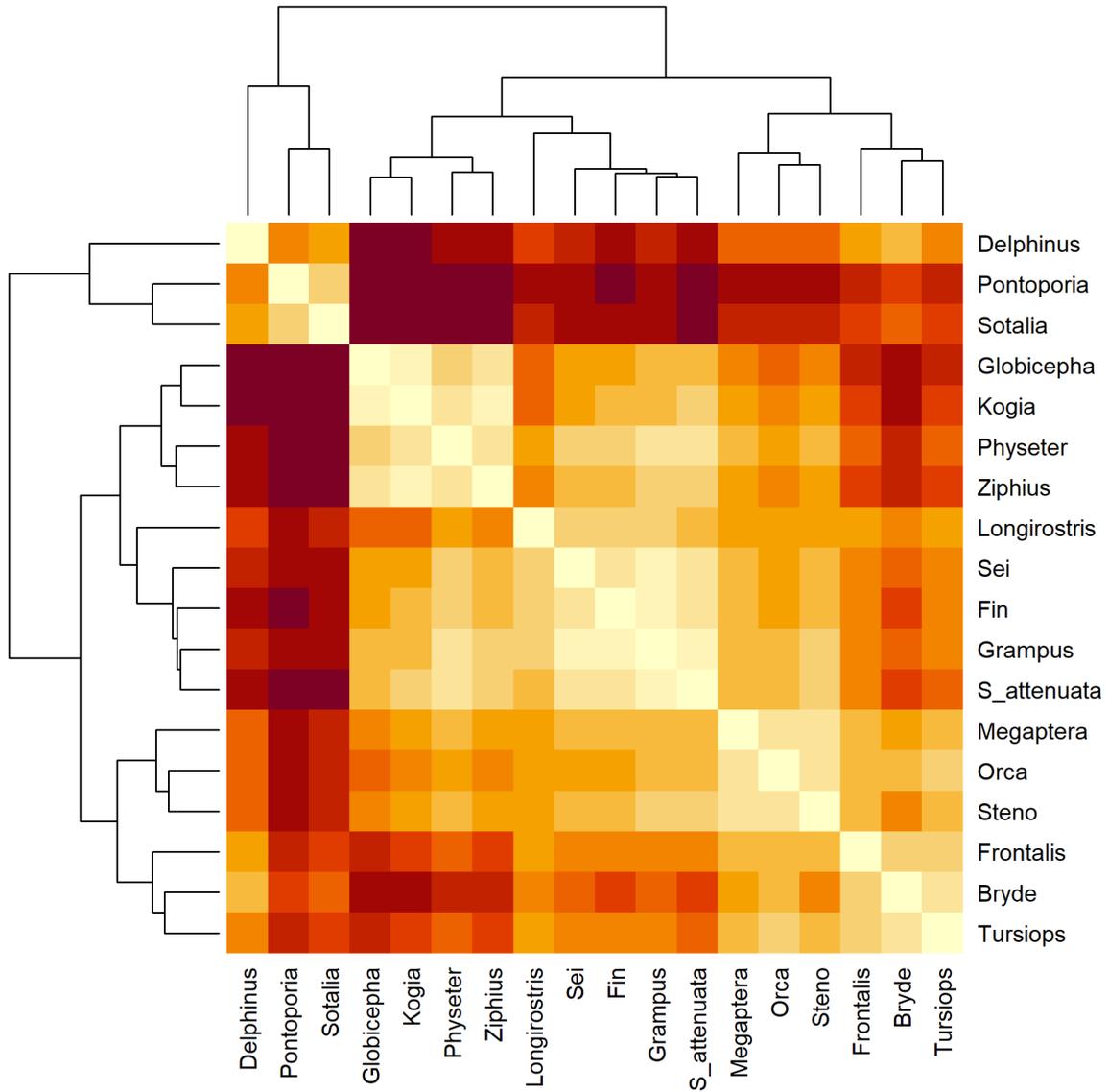


Figura V.1.2-1: Matriz de dissimilaridade entre as espécies e outros grupos taxonômicos avaliados na Bacia de Santos usando o índice de Jaccard (quanto mais vermelho, maior dissimilaridade). Dendrogramas construídos usando o método UPGMA.

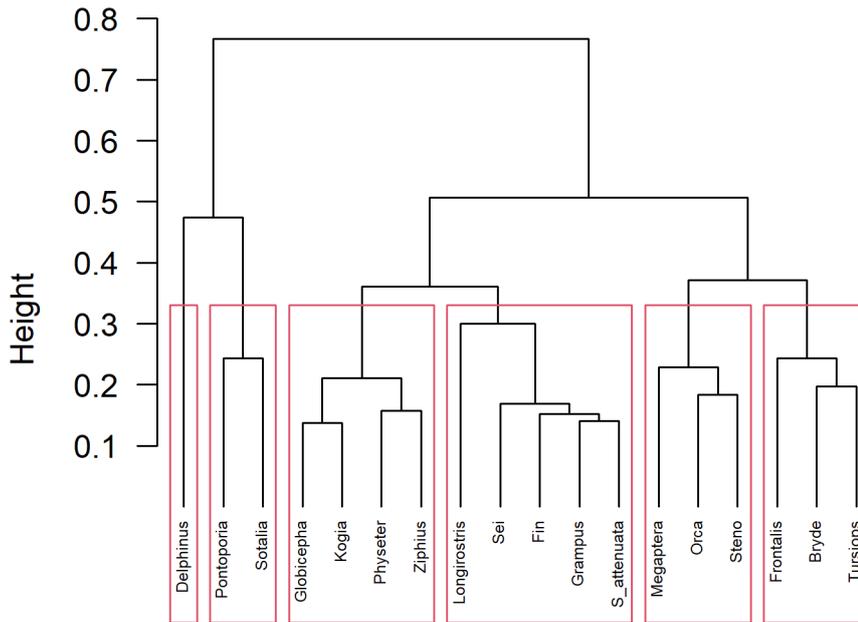


Figura V.1.2-2: Dendrograma mostrando seis agrupamentos de cetáceos com base em similaridades entre habitats utilizados usando o índice de Jaccard e algoritmo de ligação pelas médias (UPGMA).

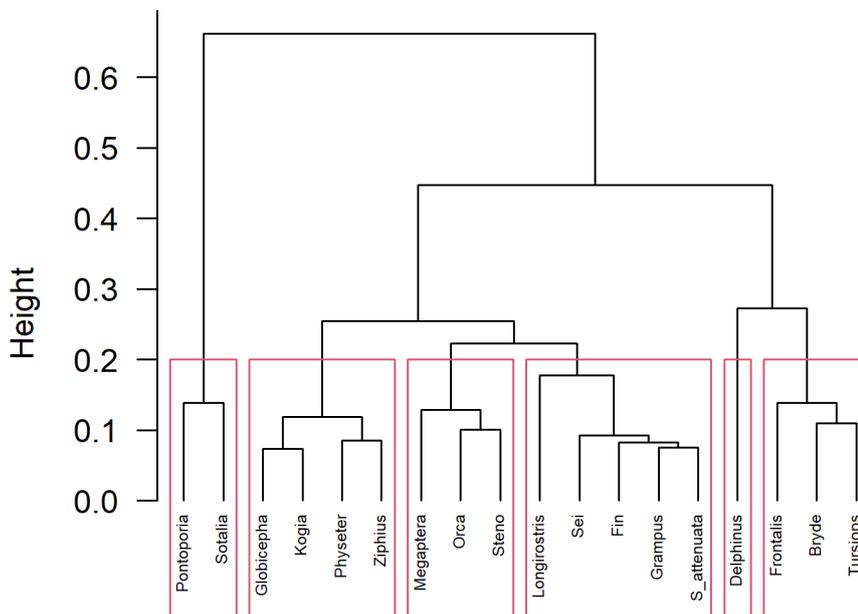


Figura V.1.2-3: Dendrograma mostrando seis agrupamentos de cetáceos com base em similaridades entre habitats utilizados usando o índice de Bray-Curtis e algoritmo de ligação pelas médias (UPGMA).

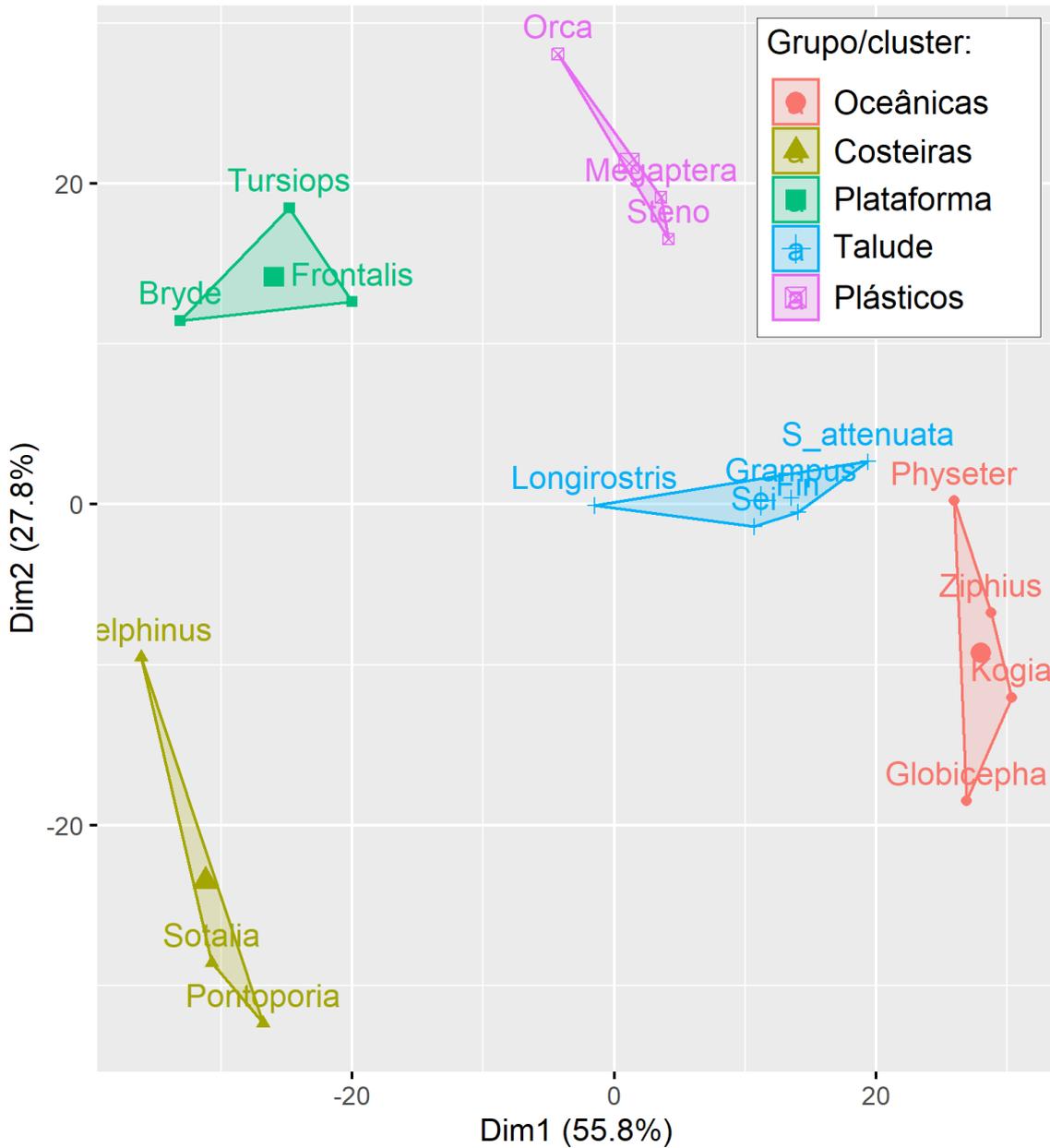


Figura V.1.2-4: Diagrama mostrando cinco agrupamentos de cetáceos com base no método de particionamento k-means. Note que no eixo 1 (horizontal), que explica a maior variabilidade, os agrupamentos seguem claramente o gradiente costeiro em direção às regiões oceânicas.

A segregação de habitats entre as espécies estudadas nem sempre é clara, mas da **Figura V.1.2-4** emergem pelo menos cinco padrões gerais de uso do habitat, conforme sugerem as análises de agrupamento:

- *Espécies exclusivamente de águas costeiras:* boto-cinza e toninha;

- *Espécies primariamente da plataforma continental (usam talude também):* baleia-de-Bryde, golfinho-nariz-de-garrafa e golfinho-pintado-do-Atlântico;
- *Espécies que usam principalmente o talude:* baleia-fin, baleia-sei, golfinho-de-Risso, golfinho-rotador e golfinho-pintado-pantropical;
- *Espécies que usam principalmente as águas profundas do platô oceânico:* cachalotes, zifídeos, kogídeos e baleias-piloto;
- *Espécies com plasticidade ambiental, isto é, que usam ambientes costeiros, de talude e oceânicos:* baleias-jubarte, golfinhos-de-dentes-rugosos e orcas.

V.1.3 Discussão

As análises apresentadas aqui através de sobreposição entre camadas de habitat potencial mostraram agrupamentos de espécies e grupos taxonômicos com padrões similares de uso de habitat. Mesmo que os modelos de habitat devam ser interpretados como sendo reflexos de seu nicho fundamental, e não o nicho realizado (que também reflete possíveis interações bióticas), a análise nos fornece agrupamentos com coerência ecológica, que podem eventualmente utilizar o ambiente de forma parecida.

Os agrupamentos claramente refletem um gradiente de habitats relacionados com a fisiografia do fundo, abrangendo desde regiões costeiras e rasas, plataforma continental, talude continental e região oceânica. Estes ambientes tiveram associadas unicamente com um ambiente, ou de forma frequente as espécies utilizaram também mais de um ambiente, e poucas espécies que foram bastante flexíveis na utilização do gradiente costeiro-offshore. Este padrão é coerente com a batimetria sendo a variável mais representativa em descrever os habitats dos cetáceos (PETROBRAS, 2021c).

Delphinus delphis tem uma distribuição potencial única, podendo agrupar com as espécies costeiras (toninhas e botos-cinza) ou com as de plataforma (Bryde, golfinho-nariz-de-garrafa e golfinho-pintado-do-Atlântico), dependendo do dendrograma utilizado. De fato, trata-se de uma espécie versátil em termos biogeográficos com ampla distribuição em águas tropicais e temperadas,

podendo ocorrer próximo à costa ou a milhares de quilômetros em mar aberto (PERRIN et al., 2009; JEFFERSON et al., 2015). Seu agrupamento com as espécies de plataforma continental, do segundo dendrograma (**Figura V.1.2-3**), parece o mais plausível e deveria ser considerado em termos de conservação. O outro arranjo de agrupamento com as espécies costeiras pode estar sofrendo apenas um viés devido a alguma população muito particular que seja mais costeira, mas que não representa o comportamento da espécie em áreas mais amplas.

Outras duas espécies estritamente costeiras de pequenos cetáceos, listadas como ameaçadas na lista nacional (MMA, 2022), merecem destaque: o boto-cinza (*Sotalia guianensis*), classificado como “Vulnerável”; e a toninha (*Pontoporia blainvillei*), classificada como “ criticamente Ameaçada” de extinção. Essas espécies têm hábitos costeiros e convivem com grandes pressões antropogênicas, ocasionadas, principalmente, pelo emalramento acidental em artefatos de pesca, poluição química, poluição sonora, depleção de suas presas, tráfego marinho e implantação de portos, lixo flutuante e outros vetores antropogênicos como a perda de habitat.

As toninhas são particularmente susceptíveis às redes de pesca e não respondem às redes modificadas com impregnação de Bário (BASO₄), embora se tenha conseguido algum sucesso com o uso de pingurs (BERNINSONE et al., 2022; PAITACH et al., 2022). A Bacia de Santos abarca, principalmente, a FMA II (*Franciscanas Management Area II*), onde essa espécie está distribuída na isóbata dos 30 metros, porém existem populações isoladas em Cananeia (SP), Baía de Babitonga (SC) e Baía Norte (SC), que estão sob maior risco de ameaças antropogênicas. O isolamento populacional é sempre um fator de risco para a conservação.

O boto-cinza, ainda mais costeiro, também sofre com a perda de habitat e com a mortalidade acidental em redes de pesca. Em certas regiões, ao norte da Bacia de Santos, está literalmente desaparecendo. Na Baía de Guanabara, por exemplo, não restam mais de 30 animais, onde outrora existiam centenas (AZEVEDO et al., 2017). Marismas e manguezais estão desaparecendo devido à expansão imobiliária e à construção de novos portos, além de outras diversas pressões antropogênicas como a poluição química e sonora, que diminuem a

qualidade dos habitats e ameaçam a sobrevivência dessa e de outras espécies estritamente costeiras.

As espécies de plataforma continental agrupadas na **Figura V.1.2-4** mostram bastante coerência com a literatura. A baleia-de-Bryde, originalmente considerada costeira no Brasil, pode ser avistada em toda a plataforma. Embora habite tradicionalmente zonas tropicais e subtropicais e não realize deslocamentos norte/sul muito marcantes (JEFFERSON et al., 2015), pouco se sabe sobre seus deslocamentos ao longo da plataforma. Esse é um importante ponto a ser investigado no futuro, com tagueamento regular de vários indivíduos.

Os *Tursiops* oceânicos (*Tursiops truncatus truncatus*) compartilham com a subespécie costeira (*T. t. gephyreus*) uma área muito restrita no limite sul da Bacia de Santos. Essa é uma sobreposição pontual em profundidade e distância da costa entre Guaratuba (25° 51' 50" S) e Laguna (28° 29' 39" S) (SIMÕES-LOPES et al., 2019). No restante da costa essas subespécies estão apartadas e possuem distribuição parapátrica em direção ao sul (SIMÕES-LOPES et al., 2019). *T. t. truncatus* é a espécie de cetáceo da Bacia de Santos com distribuição mais ampla, alcançando cerca de 272 km² de habitat potencial, isto é, a quase totalidade da área da Bacia de Santos. Todas as avistagens da espécie pelo PMC-BS em esforço foram da subespécie de águas abertas (*T. t. truncatus*) e aqui temos adotado a visão mais conservadora sobre a taxonomia da espécie, considerando duas subespécies distintas, que correspondem aos ecótipos (ver SIMÕES-LOPES et al., 2019).

Embora seja tipicamente uma espécie de plataforma, o golfinho-pintado-do-Atlântico (*Stenella frontalis*) também pode frequentar águas externas do talude e mesmo águas profundas (JEFFERSON et al., 2015). No entanto, na **Figura V.1.2-4**, essa espécie não se agrupa nem com as espécies oceânicas, nem de talude e tampouco com aquelas aqui categorizadas como espécies com “plasticidade ambiental”.

Estas últimas incluem as jubartes, os golfinhos-de-dentes rugosos e as orcas (**Figura V.1.2-4**). As jubartes migram junto à costa na região de Abrolhos (BA) até a latitude do Rio de Janeiro (RJ) e depois afastam-se e seguem uma rota oceânica, que usa a Elevação do Rio Grande em águas profundas como marco até alcançar as zonas de alimentação na Geórgia dos Sul e Sandwich do

Sul (ZERBINI et al., 2006). Mais recentemente, juvenis de jubarte têm aparecido junto à costa no litoral de Santa Catarina e isso tem se tornado cada vez mais comum (ver discussão no item seguinte **V.2.1 Movimentos**). Aparentemente, esses animais têm se alimentado de pequenos camarões que habitam a zona costeira e se tornado vítimas de colisões com embarcações (BORTOLOTTO et al., 2016).

O golfinho-de-dentes-rugosos é a mais flexível das espécies no uso do ambiente em águas brasileiras, podendo ocorrer em baías costeiras, parcéis e recifes de coral, além de ambientes insulares ou mesmo fora da plataforma continental. No entanto, essa é apenas uma realidade da costa do Brasil e do oeste da África, já que a literatura internacional aponta para uma ocorrência em águas profundas (JEFFERSON et al., 2015).

As orcas também podem ser categorizadas como espécies de plasticidade ambiental em águas da Bacia de Santos (**Figura V.1.2-4**). Pequenos grupos são avistados tanto longe da costa quanto fora da plataforma, além de ambientes muito costeiros (Rio de Janeiro – LODI; TARDIN, 2018, São Paulo – LODI; HETZEL, 1998; SANTOS et al., 2010; and Santa Catarina - CHEREM et al., 2004). Os registros de orcas junto à costa estão se tornando cada vez mais frequentes em águas brasileiras. As orcas são o mamífero mais amplamente distribuído no mundo e ocorrem tanto em habitats neríticos quanto oceânicos, embora estudos reveladores sobre sua abundância ainda sejam raros (FORD, 2009). Atualmente suas tendências populacionais são desconhecidas (REEVES et al., 2017).

Espécies oceânicas que habitam áreas fora da plataforma são comumente teutófagas e isso está bem claro quando se menciona os cachalotes, cachalotes-pigmeus e cachalotes-anãos, além das baleias-piloto. Estas últimas são um pouco mais versáteis, eventualmente comendo peixes, mas possuem a mesma adaptação das demais espécies teutófagas, que é a redução dentária (JEFFERSON et al., 2015). As baleias-piloto de aletas curtas (*Globicephala macrorhynchus*) e as de aletas longas (*G. melas*) possuem certa sobreposição latitudinal na região subtropical e distinguir as duas espécies no mar é praticamente impossível (JEFFERSON et al., 2015). Assim, elas não aparecem discriminadas aqui, apesar de as análises genéticas apontarem para *G.*

macrorhynchus como a única espécie que ocorre na Bacia de Santos (PETROBRAS, 2021c). As baleias-bicudas também entrariam nessa categoria se seus registros fossem mais numerosos. Elas também são teutófagas e possuem redução dentária.

Espécies de talude continental também tendem a ser teutófagas, mas sem quaisquer reduções dentárias no caso dos golfinhos-pintados-pantropicais e rotadores. Estes também comem peixes epipelágicos e mesopelágicos, além de camarões. Já os golfinhos-de-Risso são nitidamente teutófagos e frequentemente trazem cicatrizes causadas por lulas. Eles possuem evidente redução dentária.

Nessa categoria também estão agrupadas as baleias-fin e baleias-sei, espécies cujos padrões de deslocamento são pouco conhecidos e previsíveis. Elas são particularmente importantes nos futuros esforços de avistagem e tagueamentos.

É importante lembrar aqui que esta é uma primeira análise das espécies com registros mais abundantes na Bacia de Santos. Todavia, elas já mostraram agrupamentos interessantes e casos especiais que merecem ser mais bem avaliados, com novos dados e mesmo, com mais espécies, dependendo de esforços futuros.

V.2 Distribuição, Uso de Habitat e Movimentos

V.2.1 Movimentos

Movimentos Registrados por Meio de Fotoidentificação

Ao longo dos sete anos do PMC-BS ocorreram reavistagens de 15 espécies de cetáceos na Bacia de Santos: 2 reavistagens de *Balaenoptera borealis*, 1 reavistagem de *Balaenoptera physalus*, 8 de *Balaenoptera brydei*, 2 de *Delphinus* sp., 6 de *Feresa attenuata*, 2 de *Globicephala macrorhynchus*, 10 de *Grampus griseus*, 2 de *Megaptera novaeangliae*, 5 de *Sotalia guianensis*, 36 de *Steno bredanensis*, 57 de *Tursiops truncatus*, 25 de *Stenella frontalis*, 1 de

Stenella longirostris, 5 de *Orcinus orca* e 2 grupos com reavistagem de *Peponocephala electra*, um com reavistagem de 26 indivíduos e outro com reavistagem de 17 indivíduos (Figura V.2.1-1). Assim, o total somou 220 reavistagens de indivíduos.

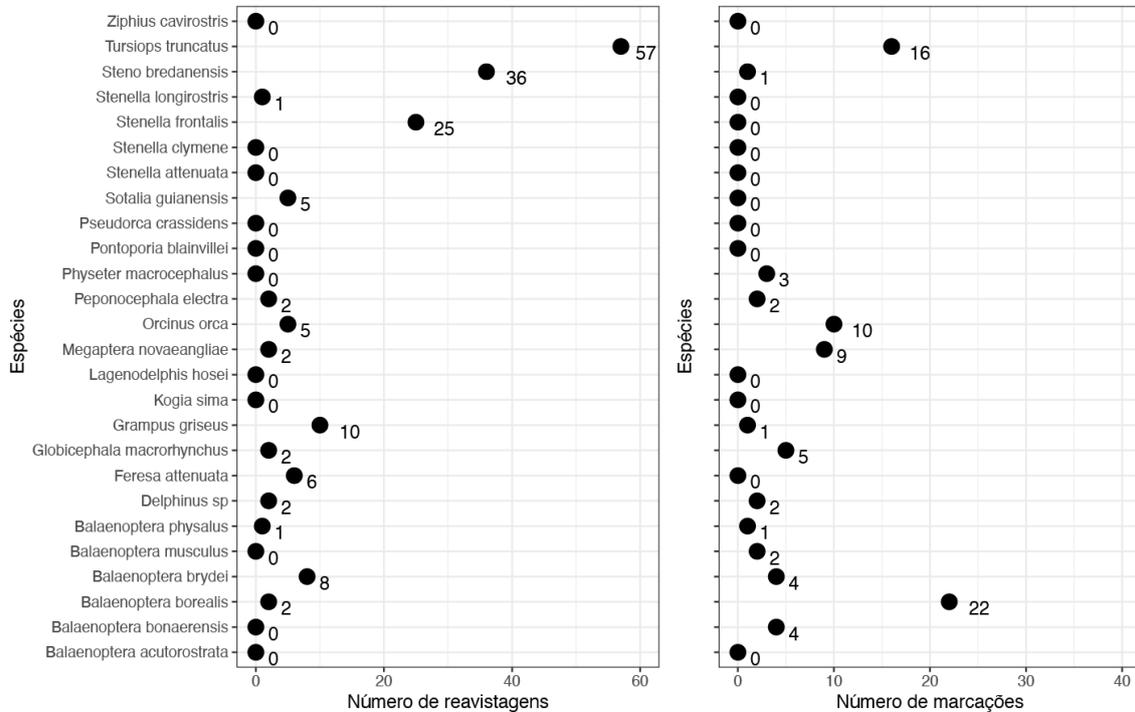


Figura V.2.1-1: Número de reavistagens e de marcações com transmissor satelital por espécie.

Para cada espécie são apresentados especialmente os registros de reavistagens realizadas nos primeiros sete anos, entre dados do PMC-BS e desses com outros catálogos, seguidos de discussões integradas aos dados de telemetria. A partir de uma abordagem de aprendizado não supervisionado (*k-means*; HARTIGAN; WONG, 1979) foi possível separar as reavistagens, por espécie, com base na longitude, latitude e profundidade, de forma a caracterizar áreas de maior frequência de revisitas individuais, bem como de movimentos entre essas áreas. Devido ao acúmulo de dados para algumas espécies, essa nova forma de representação dos movimentos identificados pelos dados de fotoidentificação substitui as representações anteriores. Em vez de discutir cada reavistagem individualmente, com essa abordagem, se discute de forma mais ampliada os padrões espaciais do conjunto de reavistagem de cada espécie,

permitindo de forma sintética a visualização e discussão de alguns padrões ecológicos.

A **Figura V.2.1-2** apresenta os movimentos identificados via fotoidentificação para as espécies com poucos indivíduos reavistados, não sendo possível, até o momento, discussões detalhadas com base nesses poucos registros. Por exemplo, um grupo de *G. macrorhyncus* foi avistado nas proximidades do talude, em 30/11/2020, e dois indivíduos deste grupo foram fotoidentificados aproximadamente 50 km ao norte em 02/12/2020, também na linha do talude continental. Em 02/2018, 9 indivíduos de *Feresa attenuata* foram identificados em um grupo em águas oceânicas, também próximo ao talude. Em 04/2019, 4 destes 9 indivíduos foram reavistados a aproximadamente 120 km ao norte do primeiro registro. Em 08/2020, um grupo de aproximadamente 50 indivíduos foi observado quase na mesma área do registro do primeiro grupo. Praticamente 50 dias depois, 2 indivíduos foram reavistados em um grupo menor, de aproximadamente 20 indivíduos, 200 km ao norte.

A única reavistagem de *Stenella longirostris* foi de um indivíduo observado em 28/07/2019 nas proximidades do talude continental e reavistado em 02/02/2020, também no talude, cerca de 400 quilômetros ao sul (~25°S). Também ocorreu uma reavistagem, confirmada via análises genéticas, de um indivíduo primeiro amostrado em 04/05/2018 e depois em 02/08/2018, sendo ambas as amostragens em área oceânica próxima ao talude. A primeira reavistagem de *Delphinus* sp. foi de um indivíduo observado em 28/02/2016 nas proximidades da Ilha de São Sebastião (SP) e de um indivíduo observado em 10/10/2018 nas proximidades de Peruíbe (SP), ~120 quilômetros ao sul, que foram reavistados em 05/02/2020, no mesmo grupo, entre esses dois pontos, nas proximidades de Guarujá (SP). O registro ocorreu em um grupo de 150 indivíduos e aparenta ser um movimento de um estoque com hábitos costeiros ocorrente no Sudeste do Brasil. Na sequência, para as espécies com mais reavistagens, os movimentos registrados via fotoidentificação serão discutidos de forma integrada aos resultados de telemetria.

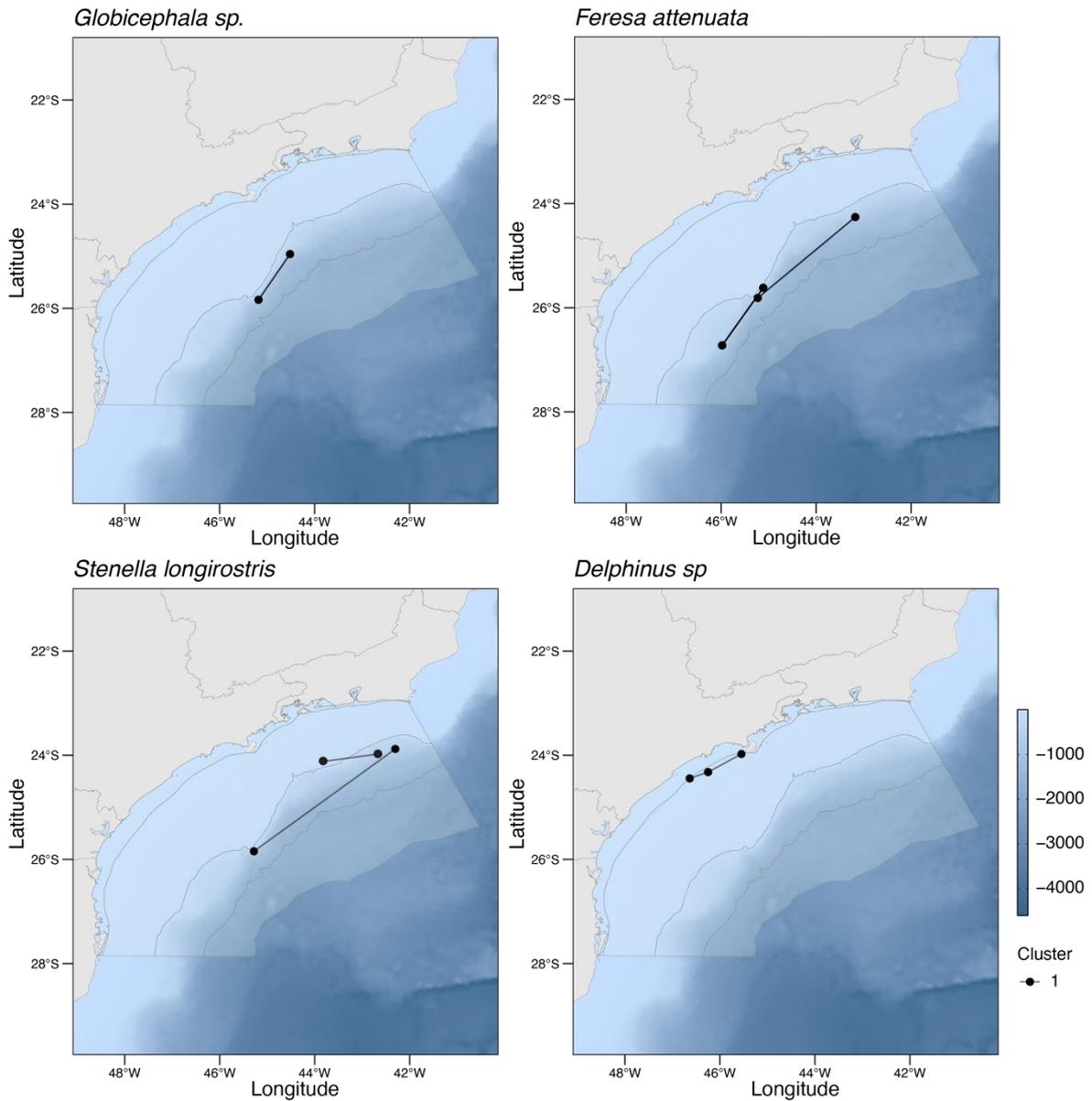


Figura V.2.1-2: Localização das reavistagens de *Globicephala sp.*, *Feresa attenuata*, *Stenella longirostris* e *Delphinus sp.*

Movimentos registrados por telemetria satelital

Do total de 81 indivíduos marcados com sucesso com transmissores satelitais, foram obtidas informações de 72 indivíduos, de 13 espécies de cetáceos, durante os Ciclos de Curto e Médio Prazo do PMC-BS (ver **Volume II - Anexo IV-2: Informações sobre marcações com transmissores satelitais**), que permitiram avaliar a movimentação das espécies e o uso de habitat na Bacia de Santos (**Tabela V.2.1-1**). Destes, 35 foram sexados geneticamente, e um

gênero (*Globicephala*) foi identificado em nível de espécie (*G. macrorhynchus*) por meio de amostras coletadas por biópsia para outros indivíduos do mesmo grupo.

Tabela V.2.1-1: Informações sobre o número de transmissores, número de posições transmitidas, dias de monitoramento e distância monitorada para cada espécie, assim como um resumo das características do habitat de ocorrência das espécies marcadas com transmissores satelitais ao longo dos Ciclos de Curto e de Médio Prazo (sete primeiros anos) do PMC-BS, considerando os indivíduos para os quais foram obtidas informações ($n = 72$). Faixa latitudinal: mínimo e máximo em graus decimais. Profundidade da área de ocorrência: média \pm desvio padrão (mínimo – máximo), em metros.

Espécie	Tags	Nº Pos.	Dias	Distância	Faixa lat.	Prof. (m)
<i>Balaenoptera musculus</i>	2	836	69	78,6	24,3°– 45,2°S	2.692,9 \pm 1.917,2 (76 - 5.864)
<i>Balaenoptera physalus</i>	1	77	20	107,5	27,7°– 39,3°S	2.849,8 \pm 1.536,4 (404 – 4.983)
<i>Balaenoptera borealis</i>	19	4232	26,3 \pm 17,9 (3–59)	68,6 \pm 19,2 (28,4–92,9)	17,9°– 39,2°S	1.191,2 \pm 1.190,6 (29 – 4.824)
<i>Balaenoptera brydei</i>	4	219	11 \pm 4,4 (2–28)	39,7 \pm 16,2 (17,1–53,8)	22,6°– 26,1°S	255,3 \pm 215,1 (12 – 763)
<i>Balaenoptera bonaerensis</i>	4	211	18,5 \pm 4,6 (14–25)	118,3 \pm 24,7 (96,5–151,1)	12,9°– 53,8°S	1.921,1 \pm 1.661,8 (76 – 5.871)
<i>Megaptera novaeangliae</i>	8	1958	25,4 \pm 19,2 (3–54)	53,3 \pm 37,3 (13–100,1)	18,2°– 53,1°S	1.971,9 \pm 2.077,4 (11 – 5.768)
<i>Physeter macrocephalus</i>	3	319	22,3 \pm 32,6 (3–60)	46,7 \pm 39,6 (1,6–75,5)	27,4°– 32,6°S	1.570,7 \pm 450,1 (641 – 2.897)
<i>Orcinus orca</i>	9	1.917	16,2 \pm 8,6 (3–33)	59,1 \pm 12,5 (45,3–81,6)	22,7– 36,3°S	209,5 \pm 183,8 (11 – 1.141)
<i>Globicephala macrorhynchus</i>	5	719	15,8 \pm 11,9 (5–32)	60,4 \pm 15 (49–85,8)	20,9°– 28,3°S	1.250,1 \pm 684,9 (390 – 3.755)

Espécie	Tags	Nº Pos.	Dias	Distância	Faixa lat.	Prof. (m)
<i>Peponocephala electra</i>	2	32	6e7	39 (38,2–39,8)	24,2°- 25,0°S	1.834 ± 285,8 (1.266 – 2.276)
<i>Grampus griseus</i>	1	57	6	44,8	27,5°- 28,8°S	979,4 ± 270,9 (485 – 1.554)
<i>Steno bredanensis*</i>	1	57	7	142,9	22,9°- 23,9°S	--
<i>Tursiops truncatus*</i>	13	1178	9,2±5,5 (1–20)	59,1±32,2 (7,1–120,7)	20,8°- 31,0°S	41 ± 52 (1,5 – 930)
TOTAL	72	11.812	--	--	--	--

* Para esta espécie não foi possível obter informações sobre a profundidade dos registros, pois os indivíduos se mantiveram muito próximos da costa e a base de dados não tem a precisão necessária.

Movimentos de *Balaenoptera musculus*

Duas fêmeas de baleia-azul foram marcadas com transmissores na configuração implantável (PTTs 158554 e 197760), nos dias 13/07/2019 e 20/07/2020, respectivamente, no inverno. A primeira marcação ocorreu no limite sul da Bacia de Santos, registrando um movimento migratório no sentido sul até as proximidades das Ilhas Sandwich do Sul ao final de agosto (45,2° S). O monitoramento se estendeu por 46 dias e o indivíduo percorreu 4.075,3 km em águas oceânicas, com média de 88,6 km/dia. A segunda fêmea foi marcada na região central da Bacia de Santos, também em águas oceânicas, porém permaneceu na Bacia de Santos até o início de agosto, quando iniciou um movimento no sentido sul, acompanhado por 23 dias até a latitude de 30° sul, percorrendo em média 68,7 km/dia (**Figura V.2.1-3**). Os dados obtidos por meio dessas marcações revelam as primeiras informações sobre movimentos de baleia-azul no Atlântico Sul. É possível que a Bacia de Santos represente apenas parte da rota migratória da baleia-azul, mas, considerando o comportamento da espécie, é possível que também se alimente de forma oportunista nessa região, como sugere o padrão de movimentação do PTT 197760, com uma maior concentração de mergulhos mais profundos nas proximidades do talude (associados à alimentação de profundidade, *sensu* OWEN et al., 2016). No caso

do PTT 158554, os mergulhos profundos realizados ao longo da rota migratória sugerem que sejam mergulhos exploratórios, possivelmente relacionados à orientação (GARRIGUE et al., 2015; OWEN et al., 2016).

A baleia-azul apresenta grande variabilidade nos seus padrões migratórios. A espécie é conhecida por se alimentar também em baixas latitudes, o que faz com que os comportamentos de alimentação e reprodução não sejam necessariamente segregados espacialmente (BRANCH et al., 2007; BAILEY et al., 2009), como ocorre em geral para os grandes mysticetos migratórios (CORKERON; CONNOR, 1999). Devido à sua grande demanda energética, a baleia-azul pode se alimentar ao longo de todo ano, como registrado na costa leste do Pacífico tropical, buscando áreas de maior produtividade nessas regiões (BAILEY et al., 2009; PALACIOS et al., 2019). No leste do Atlântico Norte, a espécie se alimenta em latitudes intermediárias, permanecendo longos períodos na região do Arquipélago de Açores (VISSER et al., 2011; SILVA et al., 2013). No norte do Oceano Índico ocorre uma população residente (RANDAGE et al., 2014). A costa do Chile, no Pacífico Sul, é uma região de alimentação e cuidado parental (HUCKE-GAETE et al., 2004), enquanto a área reprodutiva dessa população é o Arquipélago de Galápagos (HUCKE-GAETE et al., 2018). Contudo, para muitas populações, não há informação alguma sobre sazonalidade, rotas migratórias e locais de reprodução, como é o caso do Atlântico Sul ocidental.

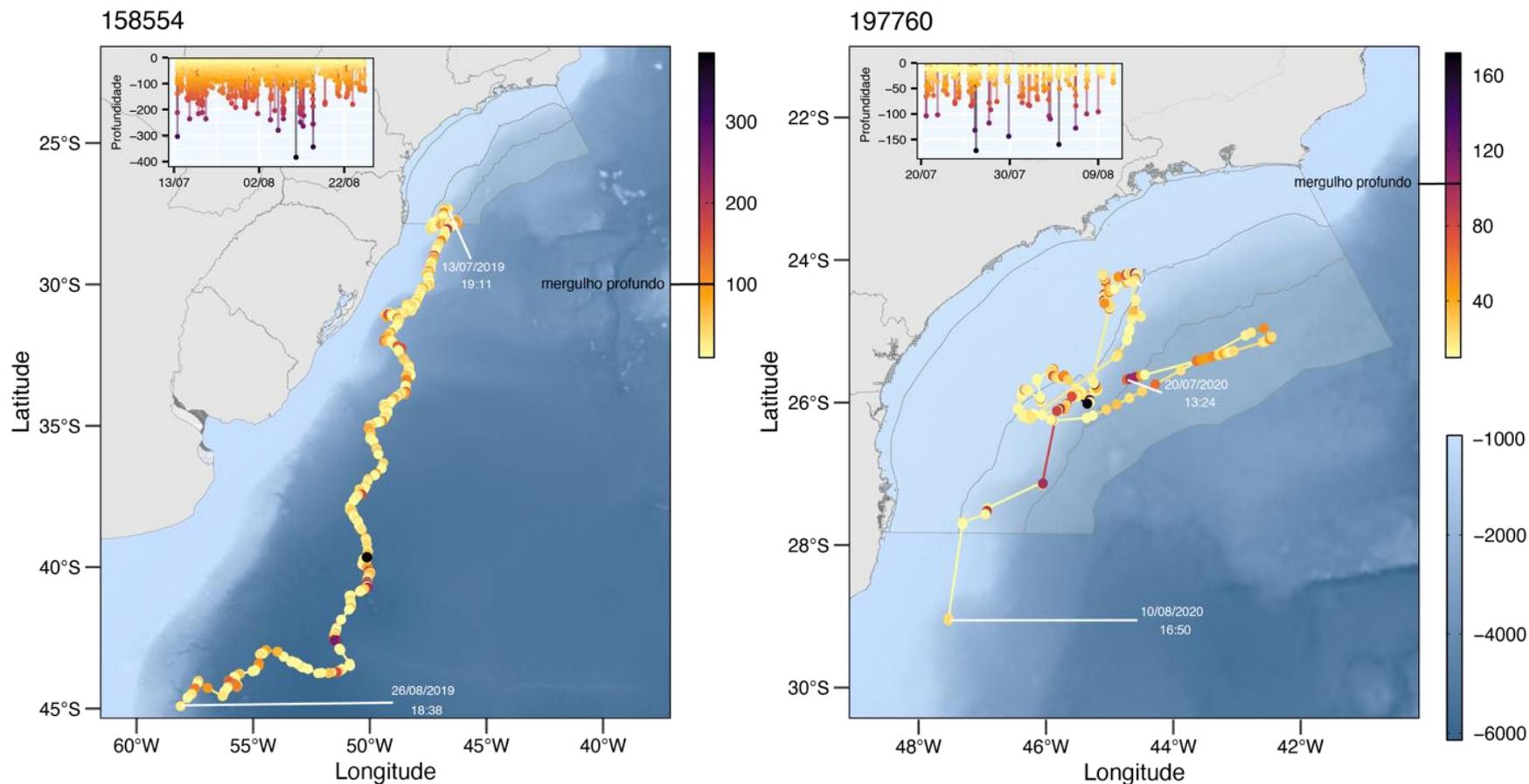


Figura V.2.1-3: Movimentos de *Balaenoptera musculus* registrados para duas fêmeas marcadas com transmissores satelitais na Bacia de Santos em 2019 e 2020. Gráfico e coloração da trajetória representa a profundidade de mergulho. Barra lateral azul representa batimetria.

Movimentos de *Balaenoptera physalus*

Um indivíduo de *Balaenoptera physalus* foi fotoidentificado em 13/07/2017 e no dia seguinte, em 14/07/2017 (**Figura V.2.1-4**). Entre avistagens, o indivíduo fez um deslocamento ao norte de aproximadamente 100 km acompanhando a linha do talude. Esse deslocamento de 100 km de um dia para o outro seguindo a linha do talude sugere uma possível atividade de forrageio desse indivíduo. Dois indivíduos de *B. physalus* foram marcados com transmissores satelitais na configuração implantável. No entanto, apenas o segundo (PTT 158553), implantado em 12/07/2019, permitiu o registro de dados de movimento de uma fêmea, permanecendo em funcionamento por 20 dias. Essa baleia-fin foi marcada no extremo sul da Bacia de Santos no inverno, seguindo no sentido sul/sudeste logo após a marcação, afastando-se do continente. Percorreu 2.150,3 km, numa média de deslocamento diário de 107,5 km (**Figura V.2.1-4**). Embora a transmissão tenha finalizado no meio do Atlântico, na longitude das Ilhas Geórgia do Sul (39,3° S), conhecida como área de alimentação de outros balenopterídeos (ROSSI-SANTOS et al., 2007; ENGEL; MARTIN, 2009), a direção do movimento sugeria um rumo migratório mais para o leste.

A baleia-fin parece não seguir o padrão migratório tradicional de muitos balenopterídeos; algumas populações podem permanecer em grandes latitudes durante os meses frios e em baixas latitudes (entre 20° e 30°) durante os meses quentes (EDWARDS et al., 2015), como ocorre no Mediterrâneo (NOTARBARTOLO-DI-SCIARA et al., 2013) e no Golfo da Califórnia (TERSHEY et al., 1993), por exemplo. Contudo, as informações sobre áreas de alimentação, reprodução e movimentos migratórios são escassas para o Hemisfério Sul (MIZROCH et al., 1984). Baleias-fin marcadas com transmissores satelitais em águas costeiras do Chile permaneceram entre as latitudes de 27 a 37°S durante o verão e no início do outono, não realizando os movimentos migratórios padrão esperados para o período primavera/verão (SEPULVEDA et al., 2018). O único indivíduo que mostrou um movimento migratório consistente naquele estudo foi um macho, que se deslocou no sentido sul ao final de maio (SEPULVEDA et al., 2018). Da mesma forma que observado para uma das baleias-azuis marcadas (PTT 158554), os mergulhos profundos (> 100 m) realizados por este indivíduo ocorreram ao longo da rota migratória, sugerindo que sejam mergulhos

exploratórios, possivelmente relacionados à orientação (GARRIGUE et al., 2015; OWEN et al., 2016). Eles ocorreram de forma bastante pontual no início da rota migratória e cerca de 15 dias depois, na região oceânica, quase no final do período de monitoramento.

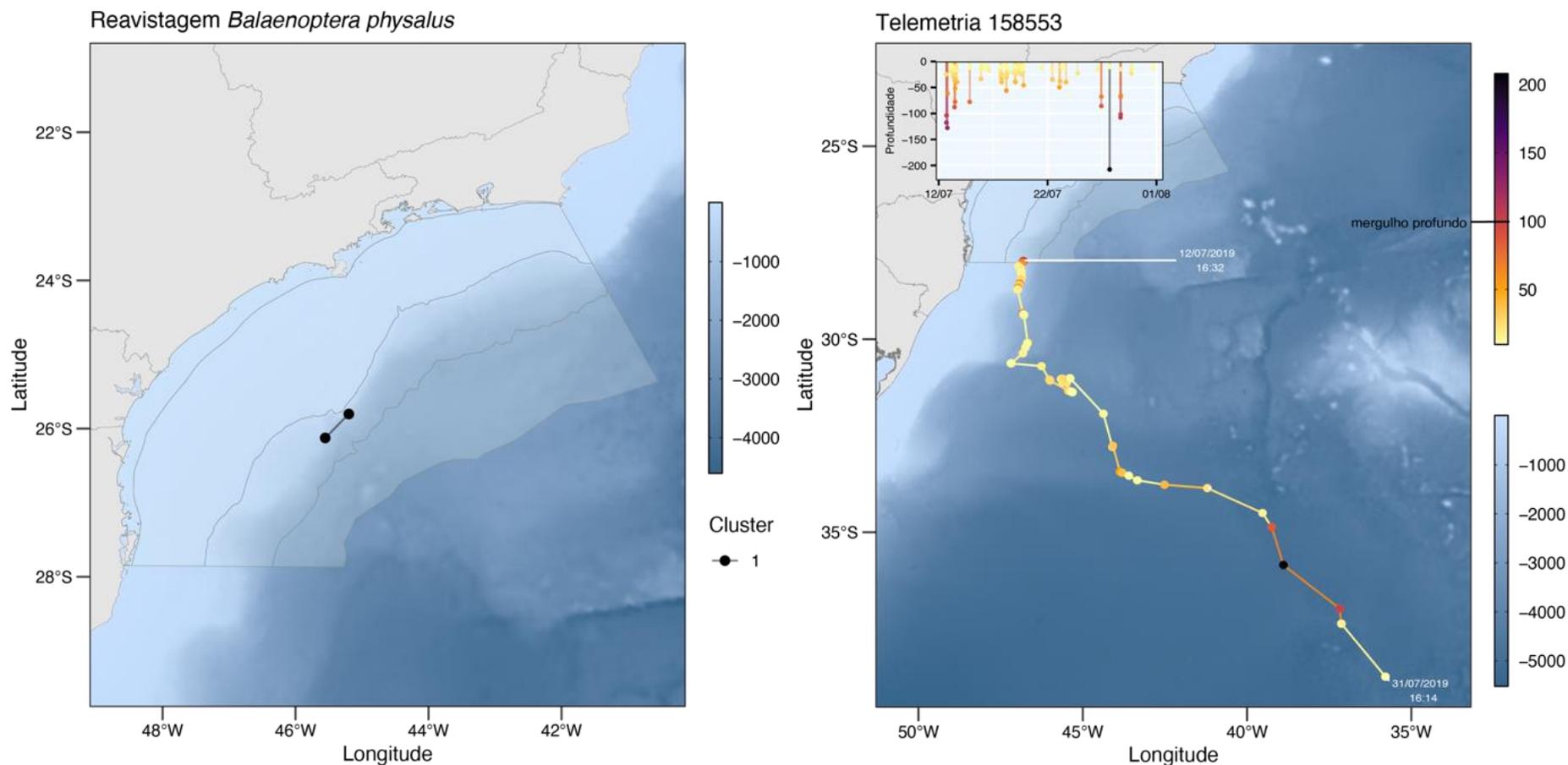


Figura V.2.1-4: À esquerda, reavistagem de um indivíduo de *Balaenoptera physalus* na Bacia de Santos. À direita, movimento de um outro indivíduo marcado com transmissor satelital em 2019. Gráfico e coloração da trajetória representa a profundidade de mergulho. Barra lateral azul representa batimetria.

Movimentos de *Balaenoptera borealis*

A comparação do catálogo de *B. borealis* do PMC-BS com o catálogo das Ilhas Malvinas (Responsável pela comparação: Dra. Caroline Weir, *Falklands Conservation*) permitiu a identificação de uma reavistagem. Um indivíduo registrado em 25/08/2016 pelo PMC-BS no norte da Bacia de Santos, foi observado nas Ilhas Malvinas em 19/02/2017, representando um deslocamento linear de aproximadamente 3.500 km (**Figura V.2.1-5**; WEIR et al., 2020). Este registro representa o maior movimento linear já registrado para um único indivíduo da espécie e sugere o uso de águas de baixa latitude durante o inverno e alta latitude no verão (WEIR et al., 2020). Um segundo foi registrado ao longo de três dias subsequentes, 06/08/2018 a 08/08/2018 (**Figura V.2.1-5**). O registro ocorreu na região do talude, ao sul do primeiro registro do primeiro indivíduo e coincide com a área de maior número de registros da espécie pelo PMC-BS. O agrupamento realizado pelo algoritmo *k-means* separou os registros na Bacia de Santos do registro nas Ilhas Malvinas.

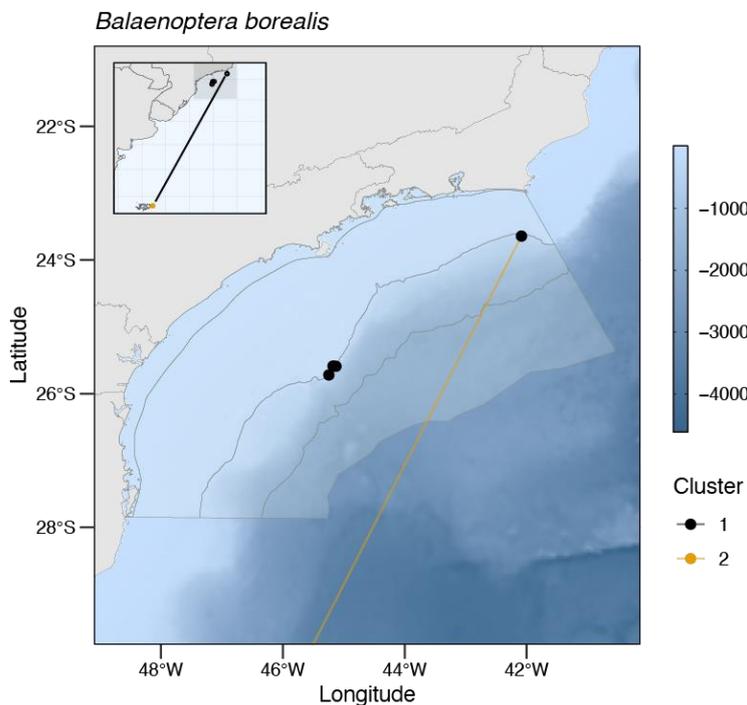


Figura V.2.1-5: Localização das reavistagens de *Balaenoptera borealis* com representação de movimentos mínimos entre registros e os dois agrupamentos identificados pelo *k-means*. Destaque na reavistagem nas Ilhas Malvinas.

No total, foram marcados 22 indivíduos de *Balaenoptera borealis* com transmissores satelitais, todos no inverno (**Tabela V.2.1-1**), sendo a espécie com o maior número de indivíduos marcados. Do total de indivíduos marcados, dois não transmitiram e um não apresentou dados após a filtragem. Foi possível fazer a sexagem genética de nove indivíduos, sendo seis machos e duas fêmeas. A duração média do monitoramento foi de 24 dias (± 18 dias), com um mínimo de três e um máximo de 59 dias.

Alguns indivíduos seguiram no sentido sul sugerindo uma migração para altas latitudes, como o caso dos PTTs 34638, 58005, 158555, 162629, 179336, 179337, 179339 e 197766 e 197767, iniciado entre o final de agosto e o final de setembro, e chegando à latitude máxima de 39°S. Estes movimentos para o sul coincidem com o período de maior número de registros na Argentina (INIGUEZ et al., 2010). Dentre todas as baleias-sei marcadas, somente o PTT 179339 realizou mergulhos profundos ($> 100\text{m}$); foram poucas as imersões deste tipo, realizadas de forma esparsa nas proximidades do talude e durante a migração, sugerindo que possivelmente sejam mergulhos exploratórios, relacionados à orientação (GARRIGUE et al., 2015; OWEN et al., 2016), semelhante ao observado para a baleia-azul e a baleia-fin durante a migração.

Quatro indivíduos (PTTs 34755, 58007, 179337 e 197762) se deslocaram, em algum momento, no sentido norte, sendo que o PTT 58007 e o PTT 197762 foram monitorados até chegar ao norte da Cadeia Vitória-Trindade, numa latitude máxima de 17,9° S. Estes indivíduos foram marcados no final de julho e o movimento no sentido norte foi registrado na primeira quinzena de agosto (**Figura V.2.1-6**). Alguns indivíduos (PTTs 58005, 162630, 179337, 179339 e 197766), antes de se deslocar ao norte ou ao sul, permaneceram na Bacia de Santos sem um padrão definido de movimentação. Assim, de maneira geral, a baleia-sei apresentou um padrão variado de movimentação na Bacia de Santos. Permaneceram principalmente na região do talude, mas também transitaram ao longo da plataforma continental, chegando a regiões com profundidade de 29 metros. Além disso, longos períodos de permanência na região do talude da Bacia de Santos foram observados em alguns casos, sugerindo que a região é estratégica para a espécie.

A baleia-sei é tipicamente oceânica (OLSEN et al., 2009) e realiza migrações latitudinais, como a maioria dos misticetos (CORKERON; CONNOR, 1999; WEIR et al., 2001; JEFFERSON et al., 2015), permanecendo no verão em altas latitudes para alimentação e no inverno em baixas latitudes para reprodução (HORWOOD, 1987). Enquanto as áreas de alimentação são bem conhecidas, são escassas as informações sobre as áreas de reprodução das baleias-sei (PRIETO, 2014) e sobre suas rotas migratórias. A espécie costuma ocupar a região oceânica, mas pode se aproximar da costa para se alimentar (SHILLING et al., 1992). O único trabalho realizado até o momento usando telemetria satelital com essa espécie ocorreu no Atlântico Norte e registrou uma migração de 4.102 km de distância na primavera, entre a Ilha Faial (Açores) e as águas produtivas do mar de Labrador, num intervalo de 43 dias (OLSEN et al., 2009).

No Brasil, a presença da baleia-sei é pouco documentada. DI TULLIO et al. (2016) registraram apenas um indivíduo na região sul, na primavera, após oito cruzeiros na região do talude continental entre os anos de 2009 e 2014, ao longo das regiões sudeste e sul do Brasil. HEISSLER et al. (2016) fizeram o registro de baleias-sei na região do Arquipélago de Trindade e Martin Vaz, incluindo três grupos com filhotes entre maio e junho de 2015. Este dado sugere que as águas do Brasil podem ser utilizadas pelas baleias-sei para fins reprodutivos. Em duas oportunidades, em 2017, o PMC-BS registrou a presença de filhotes, o que sugere a possibilidade de a Bacia de Santos ser utilizada para reprodução. No entanto, a região oceânica da Bacia de Santos, em especial durante o inverno, quando as águas se tornam mais produtivas (ODEBRECHT; CASTELLO, 2001), parece ser utilizada também para alimentação, como sugerem os movimentos de padrão não definido com alto tempo de permanência na Bacia de Santos.

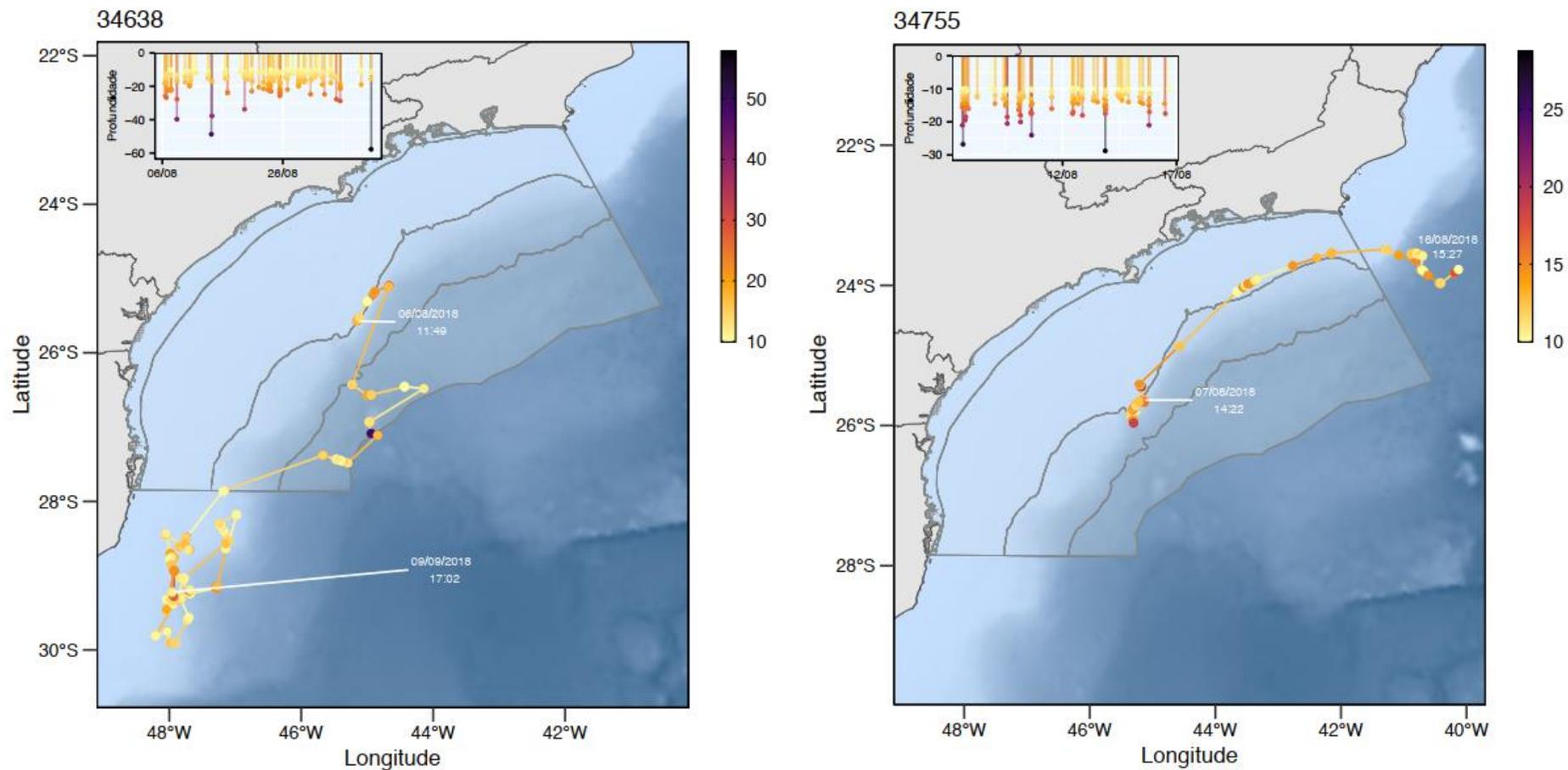


Figura V.2.1-6a: Movimentos de 12 indivíduos de *Balaenoptera borealis* dentre os 18 indivíduos marcados com transmissores satelitais na Baía de Santos nos anos de 2016, 2018, 2019 e 2020. Apenas os movimentos mais longos foram representados. Gráfico e coloração da trajetória representa a profundidade de mergulho. Barra lateral azul representa batimetria.

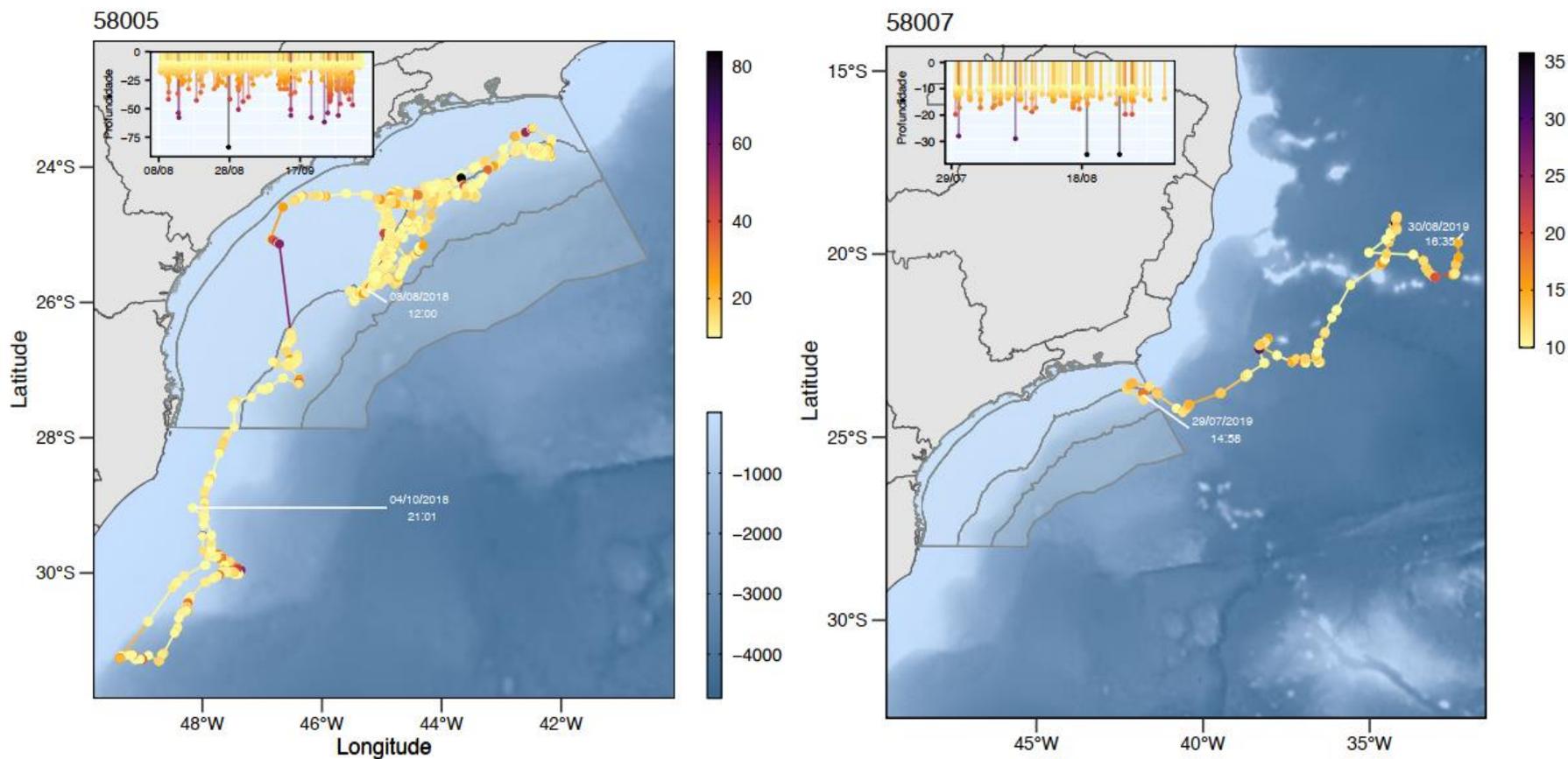


Figura V.2.1-6b: Movimentos de 12 indivíduos de *Balaenoptera borealis* dentre os 18 indivíduos marcados com transmissores satelitais na Bacia de Santos nos anos de 2016, 2018, 2019 e 2020. Apenas os movimentos mais longos foram representados. Gráfico e coloração da trajetória representa a profundidade de mergulho. Barra lateral azul representa batimetria.

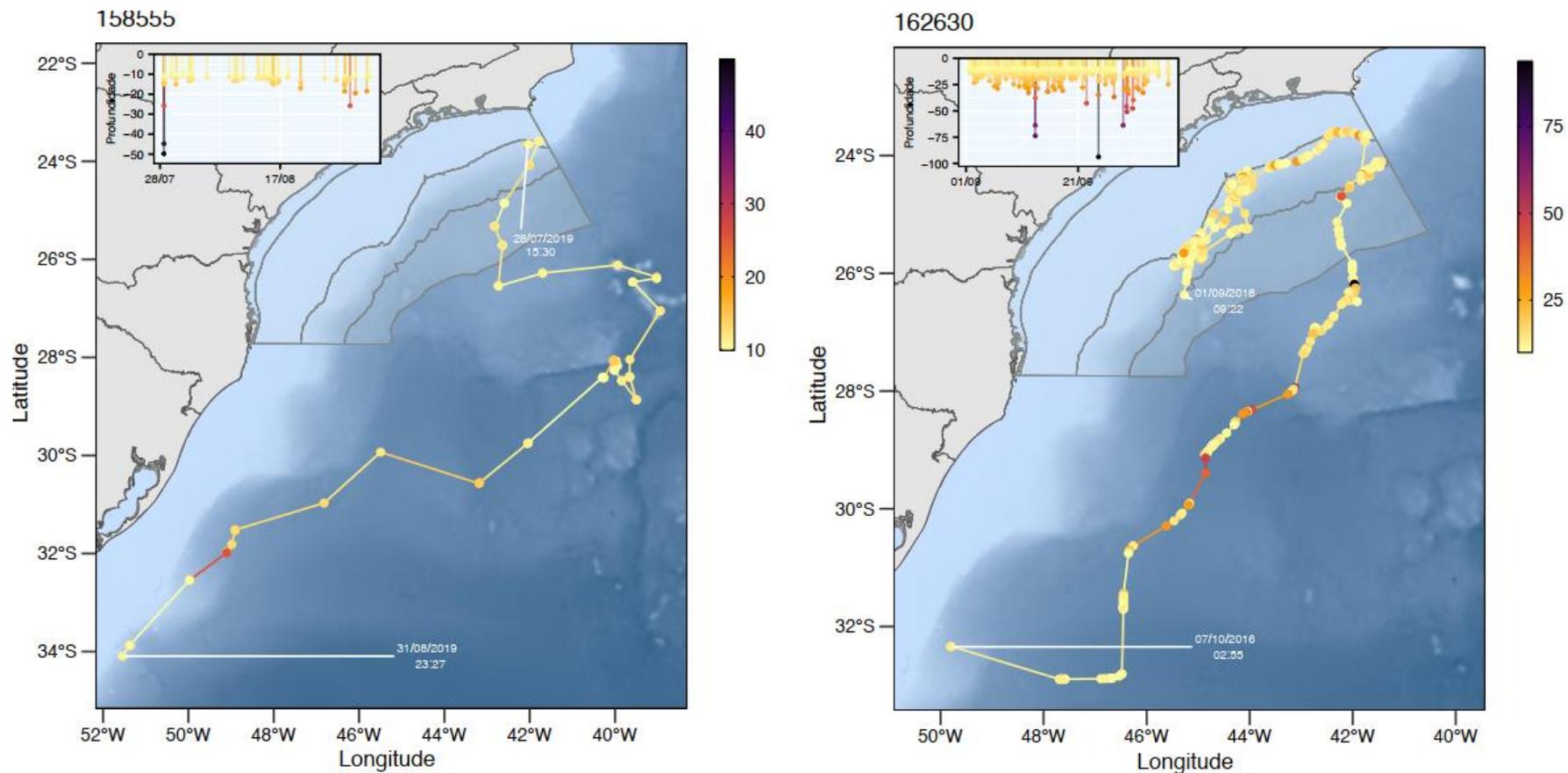


Figura V.2.1-6c: Movimentos de 12 indivíduos de *Balaenoptera borealis* dentre os 18 indivíduos marcados com transmissores satelitais na Baía de Santos nos anos de 2016, 2018, 2019 e 2020. Apenas os movimentos mais longos foram representados. Gráfico e coloração da trajetória representa a profundidade de mergulho. Barra lateral azul representa batimetria.

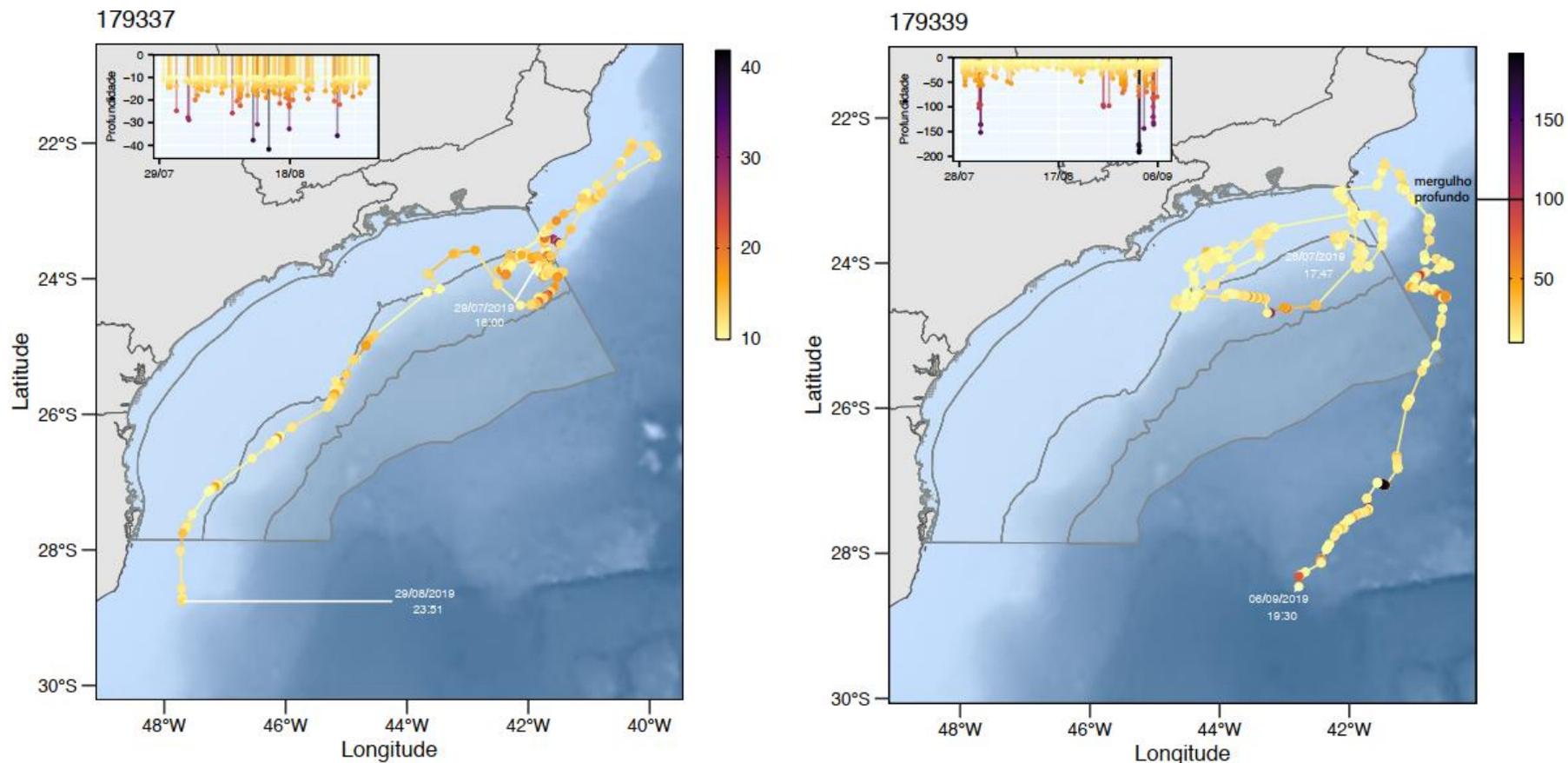


Figura V.2.1-6d: Movimentos de 12 indivíduos de *Balaenoptera borealis* dentre os 18 indivíduos marcados com transmissores satelitais na Bacia de Santos nos anos de 2016, 2018, 2019 e 2020. Apenas os movimentos mais longos foram representados. Gráfico e coloração da trajetória representa a profundidade de mergulho. Barra lateral azul representa batimetria.

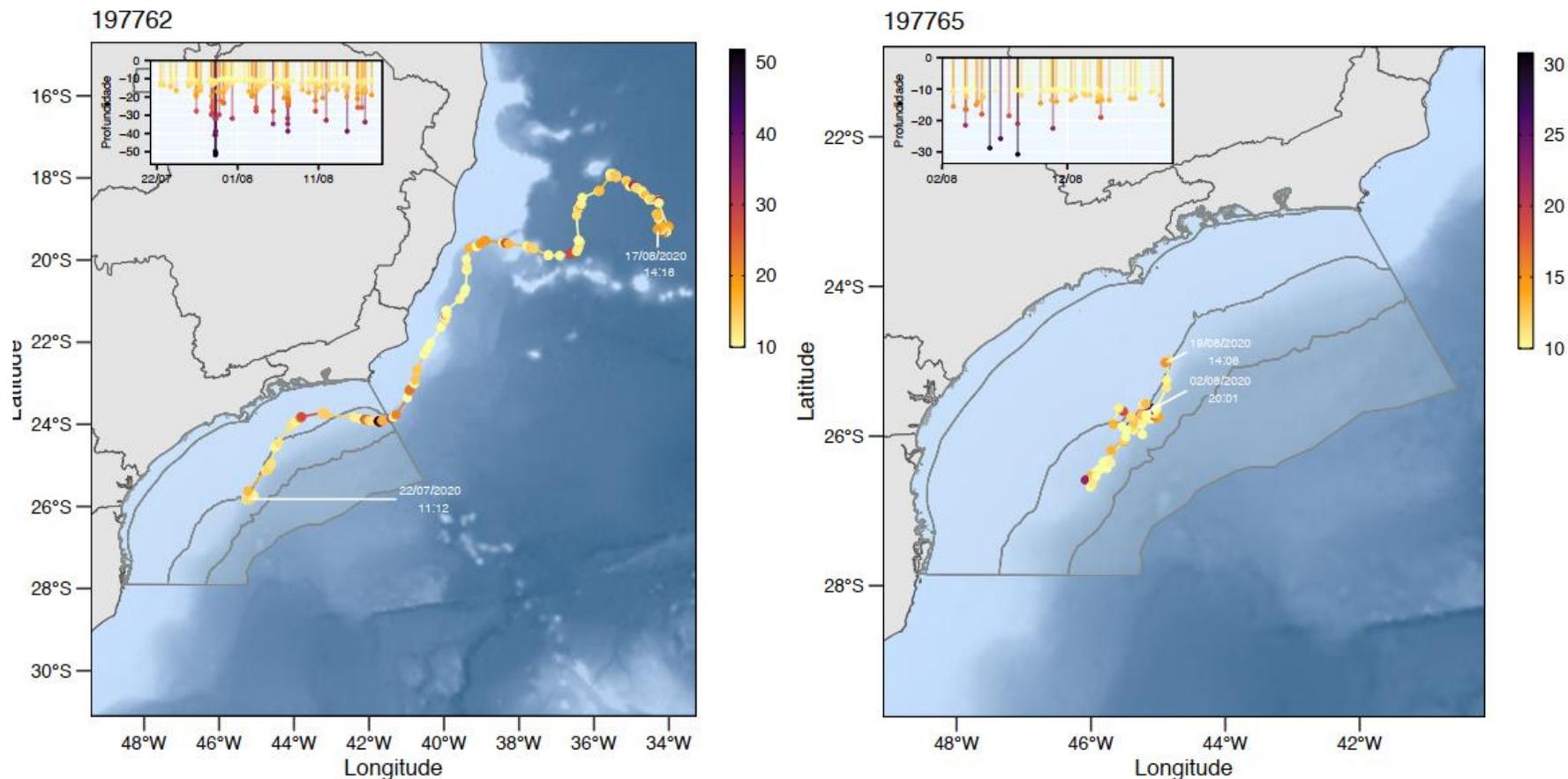


Figura V.2.1-6f: Movimentos de 12 indivíduos de *Balaenoptera borealis* dentre os 18 indivíduos marcados com transmissores satelitais na Baía de Santos nos anos de 2016, 2018, 2019 e 2020. Apenas os movimentos mais longos foram representados. Gráfico e coloração da trajetória representa a profundidade de mergulho. Barra lateral azul representa batimetria.

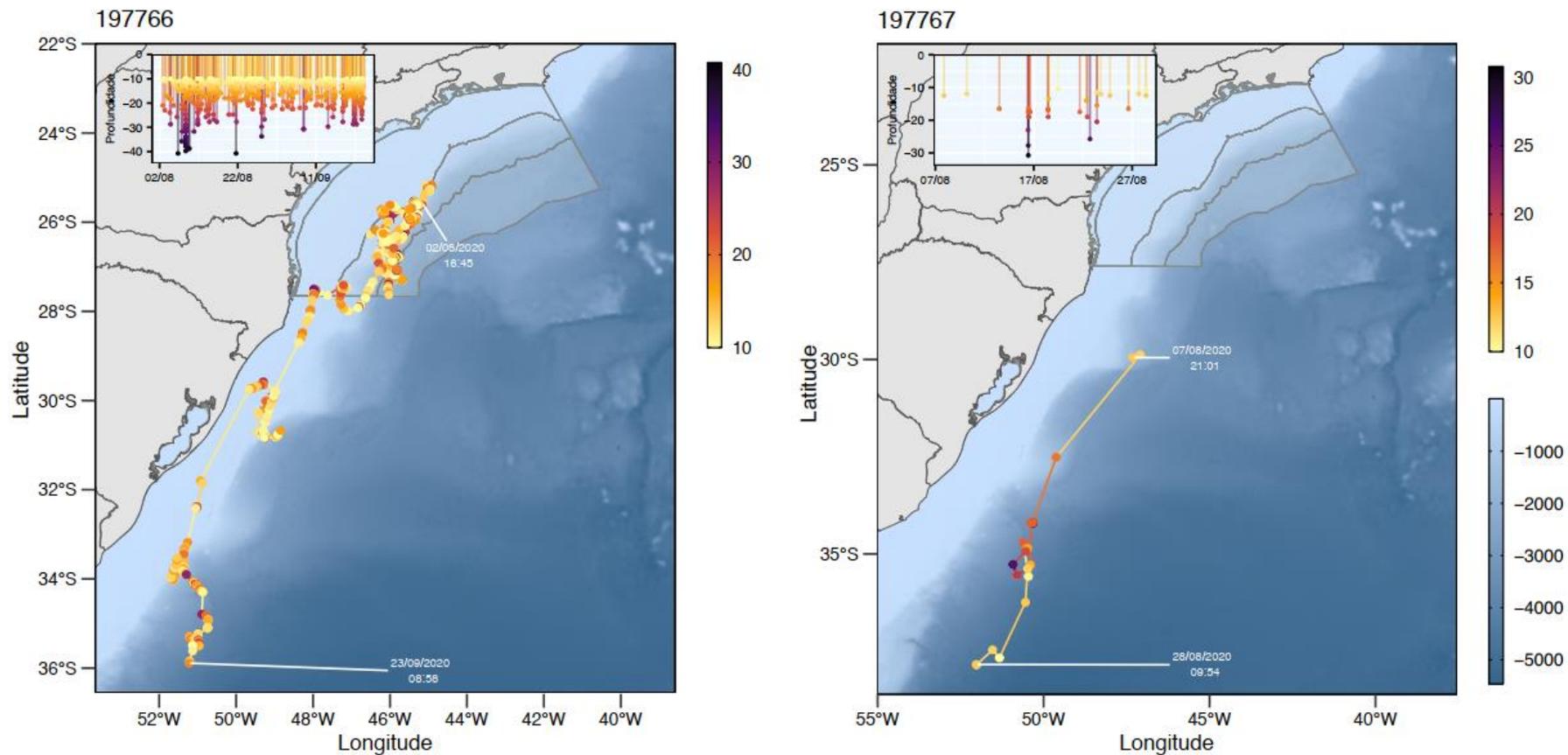


Figura V.2.1-6g: Movimentos de 12 indivíduos de *Balaenoptera borealis* dentre os 18 indivíduos marcados com transmissores satelitais na Bacia de Santos nos anos de 2016, 2018, 2019 e 2020. Apenas os movimentos mais longos foram representados. Gráfico e coloração da trajetória representa a profundidade de mergulho. Barra lateral azul representa batimetria.

Movimentos de *Balaenoptera brydei*

Até o momento foram realizadas reavistagens de oito *B. brydei* via registros do PMC-BS ou via comparação de catálogos (**Figura V.2.1-7**). O agrupamento realizado pelo algoritmo *k-means* sugere a separação das reavistagens em 2 áreas. Um primeiro agrupamento representa as reavistagens que ocorreram em áreas costeiras, entre a Ilha de São Sebastião (Ilhabela-SP), Ilha Grande (RJ) e Arquipélago das Cagarras (RJ). Este agrupamento sugere certa fidelidade de indivíduos a esta área costeira. O segundo agrupamento representa a única reavistagem em área oceânica, de um indivíduo observado nas proximidades do talude e 13 meses depois, 500 km ao sul, também nas proximidades do talude.

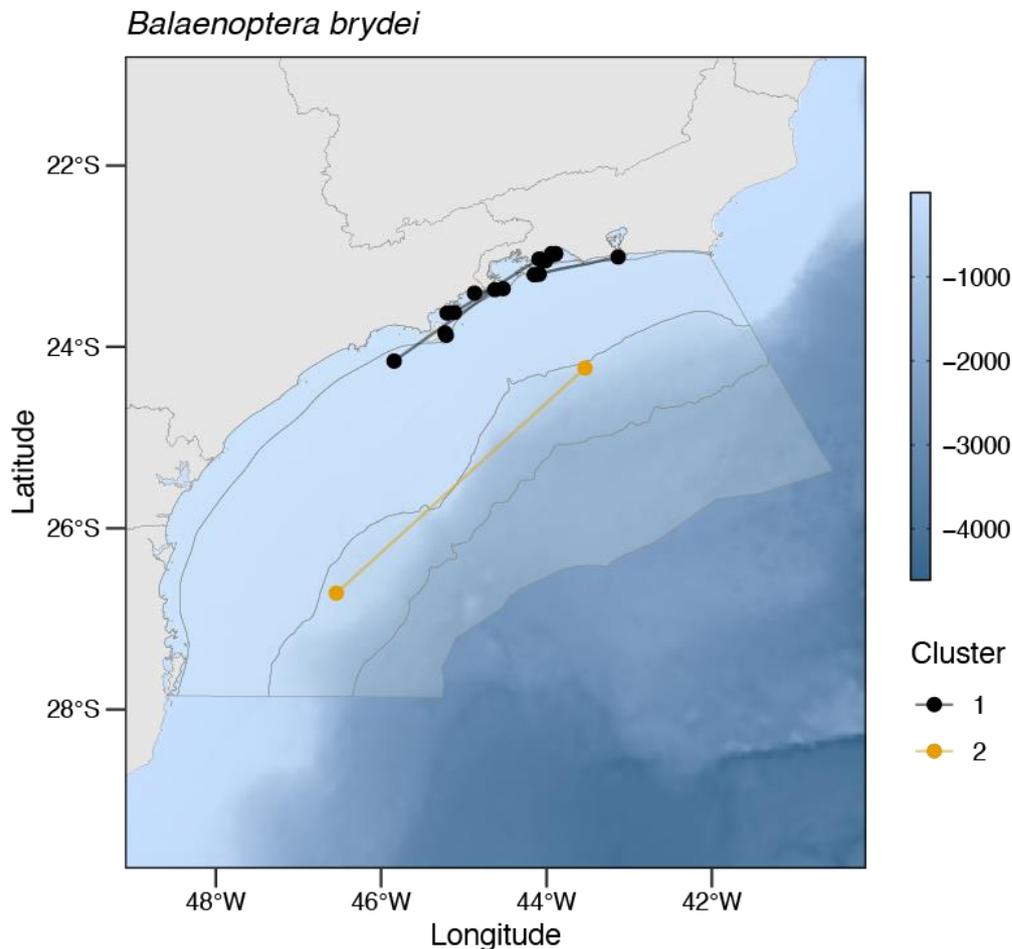


Figura V.2.1-7: Localização das reavistagens de *Balaenoptera brydei* com representação da direção do movimento entre registros e os dois agrupamentos realizados pelo *k-means*.

Quatro baleias-de-Bryde foram marcadas com transmissores, sendo três no inverno e uma na primavera. Três indivíduos foram sexados geneticamente (PTTs 34775, 58004 e 224124). O indivíduo 166662 foi fotoidentificado em 18/02/2017 e reavistado no dia da marcação, em 25/07/2017, próximo à Ilha de São Sebastião (SP). Essa baleia tinha duas cicatrizes profundas, no dorso e no pedúnculo caudal, provavelmente originadas pela colisão com uma embarcação bimotor de médio porte. Foi o monitoramento mais longo obtido para a espécie até o momento, totalizando 28 dias entre o final de julho e o final de agosto (inverno). Neste período, o animal percorreu 1.107 km, com uma média de 39,7 km/dia (**Tabela V.2.1-1**), permanecendo por 12 dias junto à Baía de Castelhanos, na porção norte da Ilha de São Sebastião, deslocando-se depois para o sul pela plataforma continental, e atingindo regiões de maior profundidade (até mais de 600 metros de profundidade) e afastadas da costa (quase 130 m; **Figura V.2.1-8**), mas permanecendo na Bacia de Santos durante todo o período. Em 13/11/2017, uma fêmea foi marcada (PTT 34775) e transmitiu apenas durante 2 dias, percorrendo 34 km nas proximidades de Cabo Frio. Dois machos (PTT 58004 e 224124) foram marcados na região do talude, onde permaneceram durante todo o período de monitoramento. O primeiro, marcado no inverno, percorreu 193,8 km ao longo de quatro dias entre as latitudes 23,6° e 24,1° S, com uma média de 48,4 km/dia. O segundo, marcado na primavera numa região do talude mais ao sul, percorreu 538,2 km ao longo de dez dias de monitoramento. Este indivíduo permaneceu durante todo o período na mesma região onde foi marcado, onde realizou vários mergulhos profundos (> 80 m)

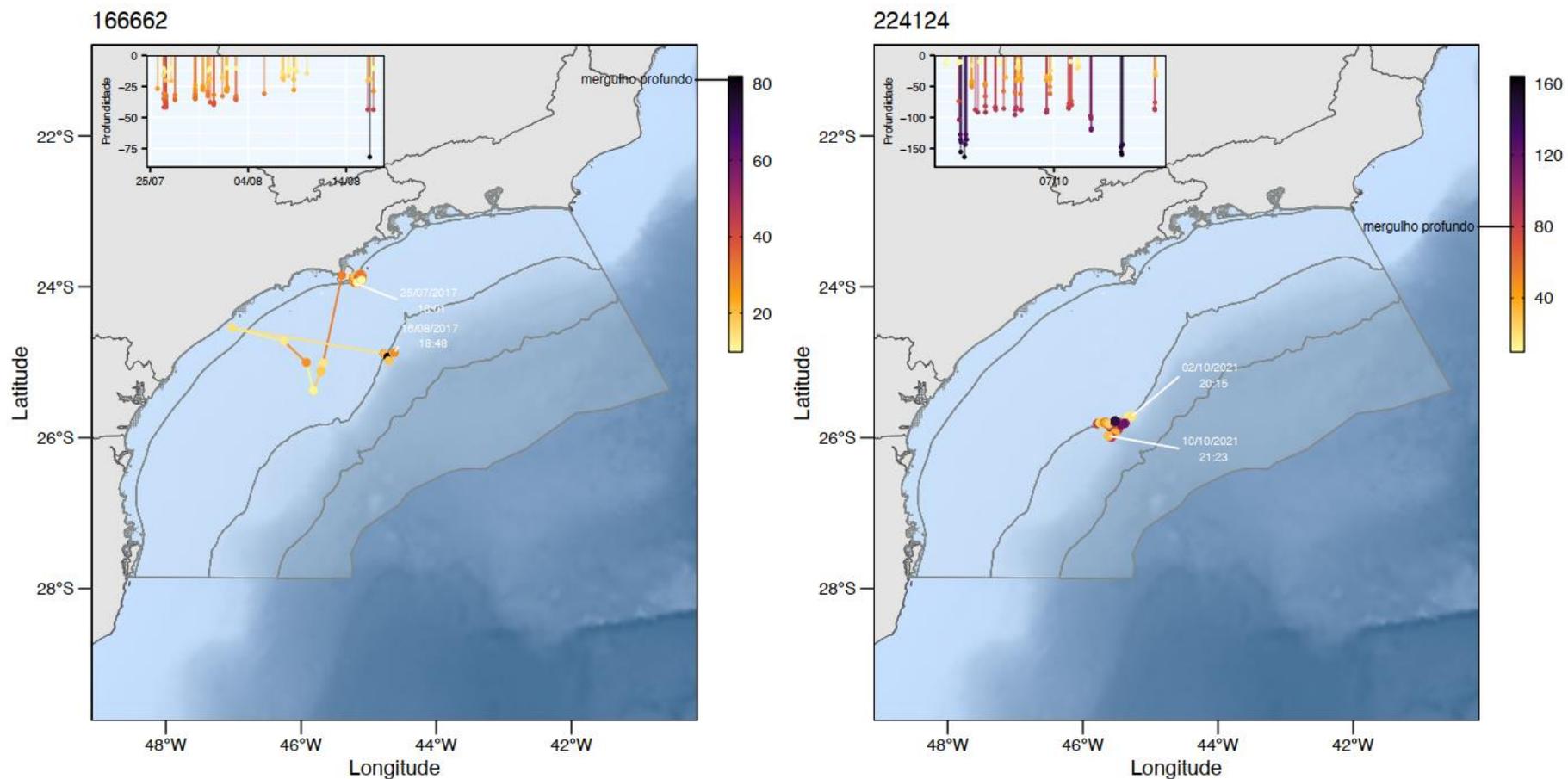


Figura V.2.1-8a: Movimentos de quatro indivíduos de *Balaenoptera brydei* na Baía de Santos marcados com transmissor satelital nos anos de 2017, 2018 e 2021. Gráfico e coloração da trajetória representa a profundidade de mergulho.

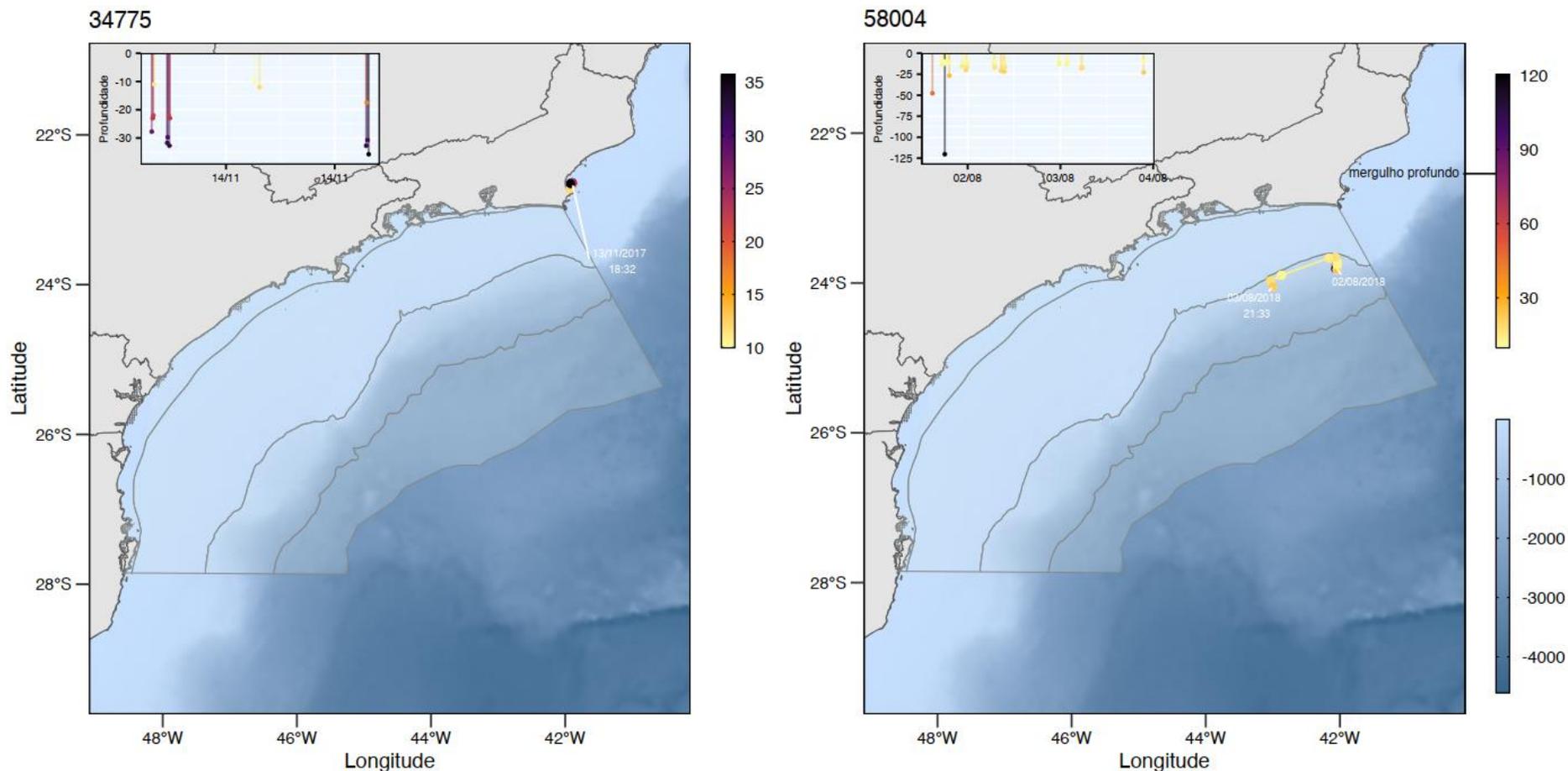


Figura V.2.1-8b: Movimentos de quatro indivíduos de *Balaenoptera brydei* na Baía de Santos marcados com transmissor satelital nos anos de 2017, 2018 e 2021. Gráfico e coloração da trajetória representa a profundidade de mergulho. Barra lateral azul representa batimetria.

A baleia-de-Bryde não é uma espécie migratória e as evidências indicam que ela permanece entre as águas tropicais e temperadas ao longo do ano (KATO; PERRIN, 2009). A espécie já foi registrada na costa sul, sudeste e nordeste do Brasil e há evidências de que as águas brasileiras sejam utilizadas tanto para reprodução como para alimentação (SICILIANO et al., 2004; LIMA et al., 2006; ANDRIOLO et al., 2010; ATHAYDE et al., 2020). Em Costinha (PB), a espécie foi alvo da caça entre os anos 1940 e 1970 (DA ROCHA, 1984), embora não fosse considerada abundante na região. Registros mais recentes na costa do Nordeste brasileiro são raros e reportam animais tanto na região costeira como oceânica (ANDRIOLO et al., 2010).

Em cruzeiros realizados no talude das regiões sul e sudeste, a espécie foi frequente no Sudeste (DI TULLIO et al., 2006). A utilização de áreas costeiras na região do Rio de Janeiro e de Cabo Frio em meses quentes já foi documentada para a espécie, indicando um padrão de fidelidade confirmado pelo agrupamento de reavistagens em áreas costeiras aqui reportado. É comum observar o comportamento de forrageio nesta área de alta produtividade (LODI et al., 2015), também sugerido pelos mergulhos profundos realizados pelo PTT 58004 nesta região. No litoral de São Paulo, a baleia-de-Bryde tem sido registrada ao longo de todo o ano, mas com maior frequência entre a primavera e o verão (ATHAYDE et al., 2020). Movimentos para áreas costeiras devem ser motivados por movimentos de presas pelágicas (TERSHEY et al., 1993), como sardinhas, *Sardinella brasiliensis*, que durante o verão e outono se aproximam da costa para desovar (PAIVA; MOTTA, 2000). MILMANN et al. (2020), reunindo as informações de encalhes, relatam que 60,2% desses movimentos ocorreram entre Quissamã, no Rio de Janeiro (22,17° S), e Guaratuba, no Paraná (25,88° S), com registros em todas as estações do ano, incluindo filhotes e adultos. As reavistagens do PMC-BS em áreas costeiras foram realizadas no início do inverno, quando a área começa a ser menos utilizada, ou final da primavera, quando começa a ser reutilizada (MACIEL et al., 2016).

O comportamento do indivíduo #03 coincide com o dos PTTs 58004 e 224124, ou seja, de permanência na região do talude. Considerando que os registros ocorreram em diferentes estações, sugere-se que a espécie possa permanecer no talude ao longo do ano e que também utilize a região para

alimentação (semelhante ao que foi registrado pelo PMC-BS para outros balenopterídeos com dados de DTAG), conforme sugere o comportamento de mergulho do PTT 224124. Contudo, tais registros ainda são limitados.

*Movimentos de **Balaenoptera bonaerensis***

Quatro baleias-minke-Antártica foram marcadas com transmissores satelitais, sendo dois machos (PTTs 166666 e 208550), uma fêmea (PTT 208551) e um indivíduo de sexo não identificado (PTT 179333). Dois indivíduos marcados na mesma data, mas em anos distintos, seguiram sentidos opostos, ultrapassando os limites da Bacia de Santos. O macho (PTT 166666) estava acompanhado de uma fêmea com filhote no momento da marcação e seguiu para o norte, chegando à latitude de 12,9° S após 18 dias de monitoramento, realizando mergulhos profundos (> 50 m) em alguns pontos ao longo do talude. O PTT 179333 seguiu para o sul, após permanecer alguns dias na região da “fenda”, onde realizou mergulhos profundos, chegando à latitude de 35,4° S após 17 dias de monitoramento, com mergulhos profundos esparsos ao longo da rota migratória. O segundo macho (PTT 208550), marcado em novembro, seguiu uma rota semelhante ao PTT 179333, também realizando mergulhos profundos de forma esporádica ao longo da migração. A fêmea (PTT 208551), marcada no mesmo dia, foi acompanhada por 25 dias, seguindo além das Ilhas Malvinas, em direção à Antártida, chegando à latitude de 53,8° S, com a maior distância média diária percorrida de 151 km/dia (**Figura V.2.1-9**). Esta fêmea realizou o maior número de mergulhos profundos, que foram mais frequentes a partir da costa do Uruguai, com maior incidência nas proximidades das Ilhas Malvinas. Não houve nenhuma reavistagem de fotoidentificação desta espécie até o momento.

A baleia-minke-Antártica está distribuída no Hemisfério Sul, e a região nordeste do Brasil é considerada uma área reprodutiva da espécie (LUCENA, 2006; ANDRIOLO et al., 2010). Em Costinha (PB) cerca de 10.886 indivíduos foram capturados entre os anos 1960 e 1980, antes da moratória de caça (LUCENA, 2006). Nessa região, a espécie foi registrada em águas oceânicas, entre 200 e 4.675 m de profundidade, com maior concentração em torno de 1.000 m de profundidade e nos meses de agosto a outubro (ANDRIOLO et al.,

2010). A espécie também já foi registrada na região Norte do Brasil (Pará) (BALENSIEFER et al., 2014) e ao largo do Banco dos Abrolhos (WEDEKIN et al., 2014), o que coincide com o movimento do PTT 16666. No talude da região sul e sudeste, a espécie foi pouco registrada, porém em todas as estações (DI TULLIO et al., 2016).

O reduzido número de filhotes e fêmeas prenhes ou amamentando na costa do Nordeste sugere que a região é utilizada apenas para o acasalamento, com os nascimentos ocorrendo em latitudes maiores (LUCENA, 2006). Uma revisão dos encalhes de Balaenopteridae sugere que as regiões Sudeste e Sul do Brasil possam ser uma possível área de nascimentos para a baleia-minke-Antártica (MILMANN et al., 2020). Foi reportado o encalhe de dois juvenis na costa do Uruguai no mês de outubro (PEREZ et al., 2017).

A baleia-minke-Antártica se alimenta ao sul da Corrente Circumpolar Antártica, região de grande concentração de suas principais presas, o krill-antártico (*Euphausia superba*) e o krill-do-gelo (*E. cristatorofias*) (MURASE et al., 2013; LEE et al., 2017), e está associada a agregações mais profundas de krill (FRIEDLANDER et al., 2009), o que coincide com o comportamento do PTT 208550. As rotas migratórias documentadas indicam o movimento dos indivíduos para esta região ao longo do período de julho a novembro, e os mergulhos profundos realizados durante a rota podem estar associadas à orientação dos indivíduos (GARRIGUE et al., 2015). Não há dados publicados até o momento sobre os movimentos da espécie no Atlântico Sul. Essas foram as primeiras marcações da espécie com transmissores satelitais fora das áreas de alimentação.

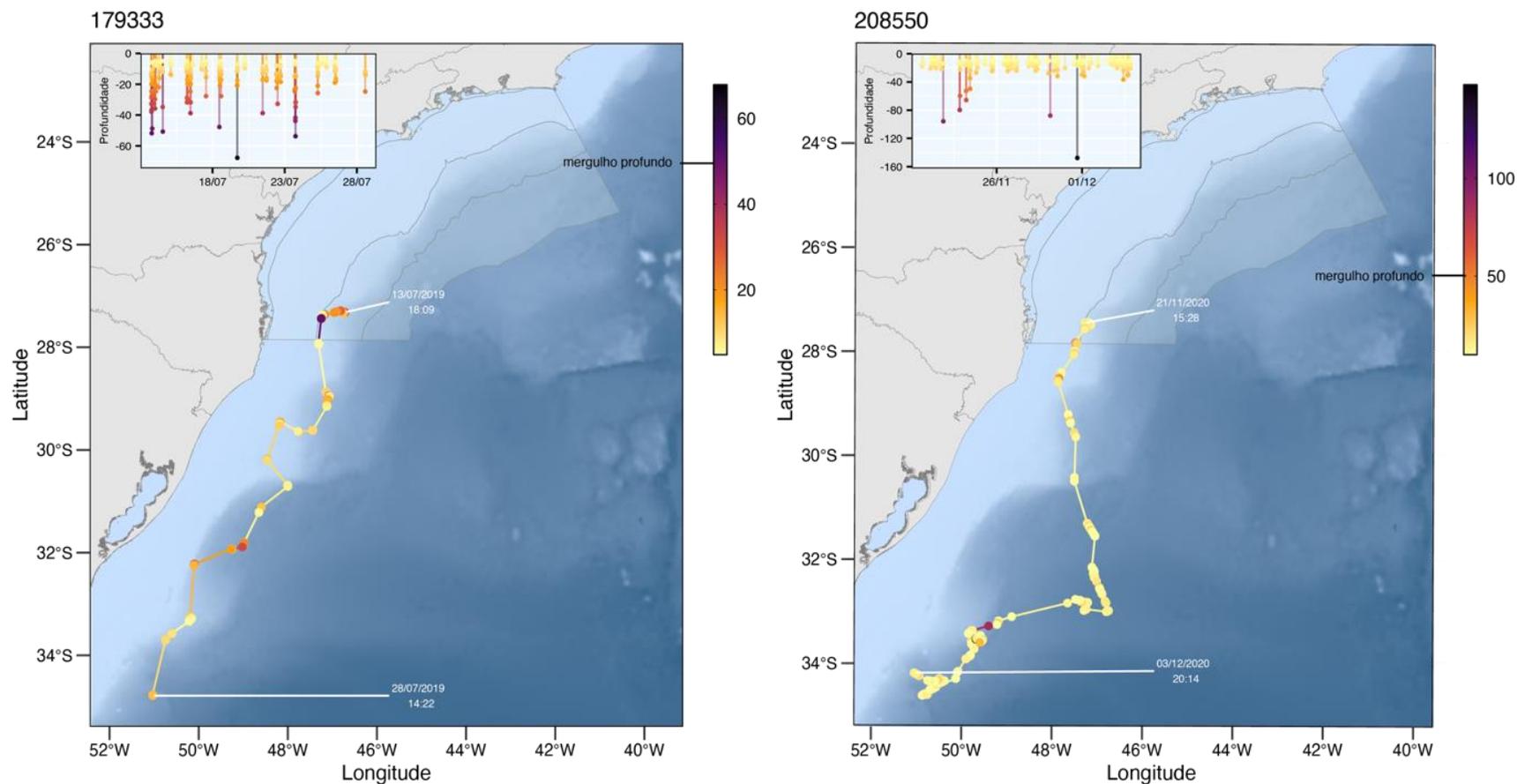


Figura V.2.1-9a: Movimentos de quatro indivíduos de *Balaenoptera bonaerensis* marcados com transmissores satelitais na Baía de Santos nos anos de 2017, 2019 e 2020. Gráfico e coloração da trajetória representa a profundidade de mergulho.

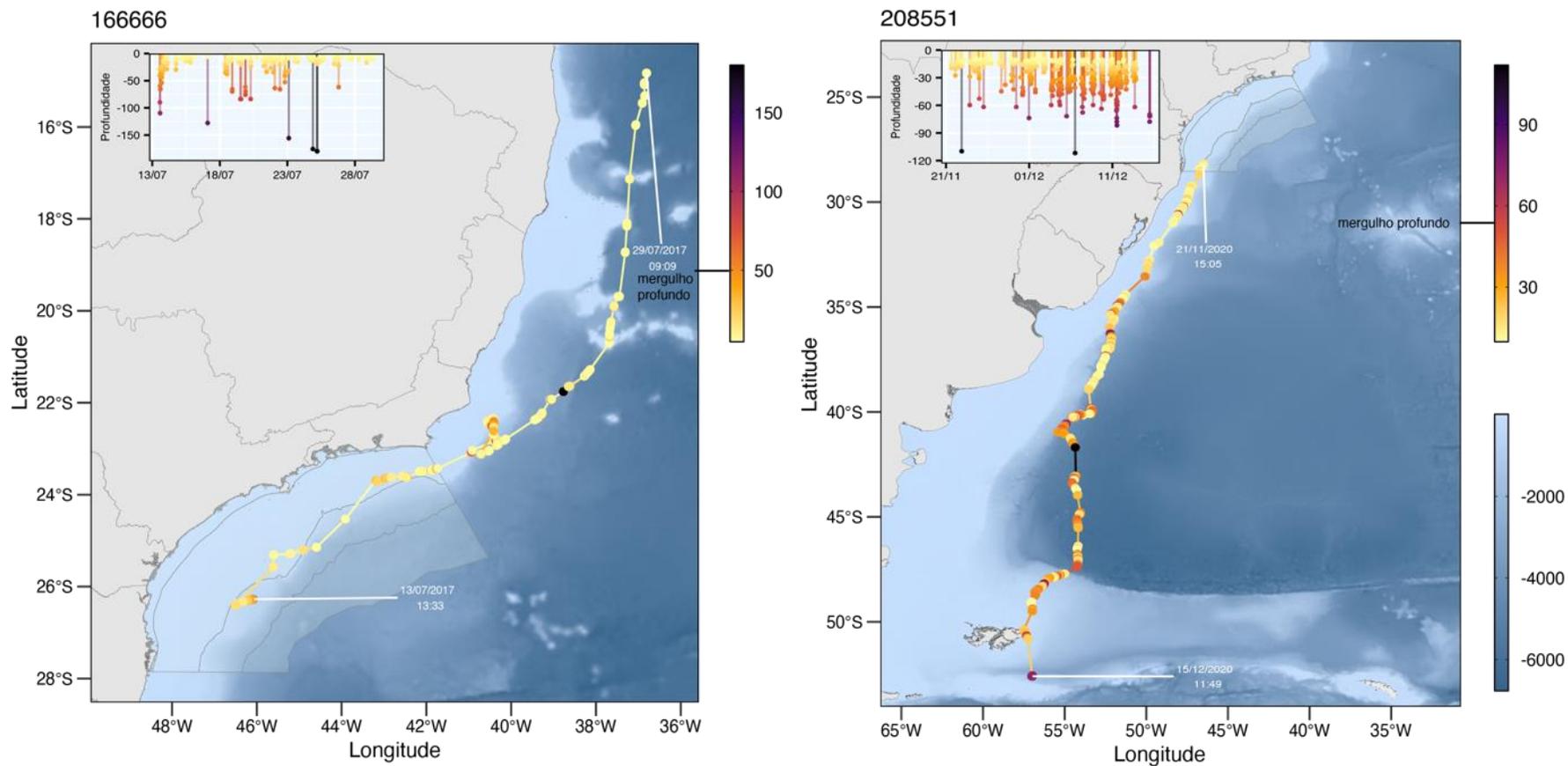


Figura V.2.1-9b: Movimentos de quatro indivíduos de *Balaenoptera bonaerensis* marcados com transmissores satelitais na Bacia de Santos nos anos de 2017, 2019 e 2020. Gráfico e coloração da trajetória representa a profundidade de mergulho. Barra lateral azul representa batimetria.

Movimentos de *Megaptera novaeangliae*

A comparação do catálogo de *M. novaeangliae* do PMC-BS com o catálogo do Instituto Baleia Jubarte (IBJ) permitiu a identificação de uma reavistagem. Um indivíduo registrado em 02/09/2016 nas proximidades de São Francisco do Sul (SC) pelo PMC-BS, foi observado dois meses antes, em 17/07/2016, próximo à Ilha de São Sebastião (Ilhabela-SP), o que representa um deslocamento linear de aproximadamente 500 km. Outro indivíduo, observado em 17/08/2016 próximo ao Arquipélago de Cagarras (RJ), foi reavistado em 07/02/2019 e em 04/03/2019 próximo à Península Antártica. Essa reavistagem se deu via disponibilização do catálogo de referência do PMC-BS na plataforma online *Happywhale*, uma iniciativa global de integração e comparação de catálogos (Figura V.2.1-10). O agrupamento realizado pelo algoritmo *k-means* separou os registros na Bacia de Santos do registro na Península Antártica.

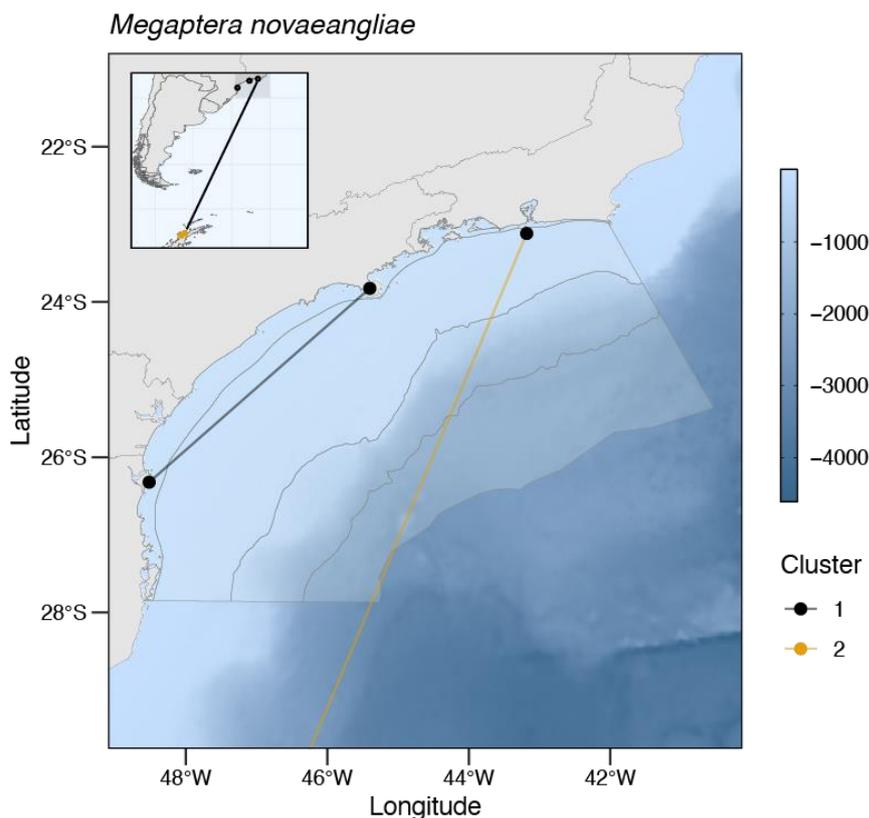


Figura V.2.1-10: Localização das reavistagens de *Megaptera novaeangliae* com representação de movimentos mínimos entre registros e os dois agrupamentos realizados pelo *k-means*. Destaque na reavistagem na Península Antártica.

Foram marcados com transmissores satelitais nove indivíduos de *M. novaeangliae*. As marcações ocorreram sempre no inverno, entre julho e setembro. Para um dos indivíduos houve falha na transmissão, não havendo dados disponíveis. Outros dois transmitiram por poucos dias. Foi a segunda espécie com maior duração das transmissões, sendo que um indivíduo transmitiu por 54 dias. Os indivíduos apresentaram movimentos variados na Bacia de Santos, ocorrendo desde a região do talude até as proximidades da costa (**Figura V.2.1-11**). Os PTTs 158553 (subadulto de sexo não identificado) e 34588 (fêmea) seguiram no sentido sul logo após a marcação, entre o final de julho e o final de agosto, enquanto o PTT 34722, um macho também marcado no final de julho, permaneceu ao longo da costa do Rio de Janeiro até a segunda quinzena de agosto, posteriormente seguindo no mesmo sentido. Nos três casos, esse movimento migratório iniciou na região de Cabo Frio (RJ), afastando-se da costa na direção das Ilhas Geórgia do Sul.

Alguns animais subadultos foram registrados no inverno de 2016 no litoral norte de Santa Catarina, onde permaneceram por um período considerável (9 a 19 dias), sendo observados comportamentos de alimentação. Na mesma região ocorreu uma reavistagem por fotoidentificação, como apresentado acima, e foram marcados com transmissores satelitais um macho, PTT 158542 (10/08/2016), e uma fêmea, PTT 158556 (02/09/2016) (**Figura V.2.1-11**). Os indivíduos PTT 158544 e 34738 foram monitorados por períodos bem curtos, de 3 e 4 dias, respectivamente (**Figura V.2.1-11**). Ambos estavam nas proximidades de Cabo Frio (RJ).

Mergulhos profundos (> 80 m), associados à alimentação, foram registrados principalmente para os PTTs 34722, 34588 e 158553, com uma maior concentração na região de Cabo Frio. Contudo, para os três indivíduos foram também registrados mergulhos profundos ao longo da rota migratória.

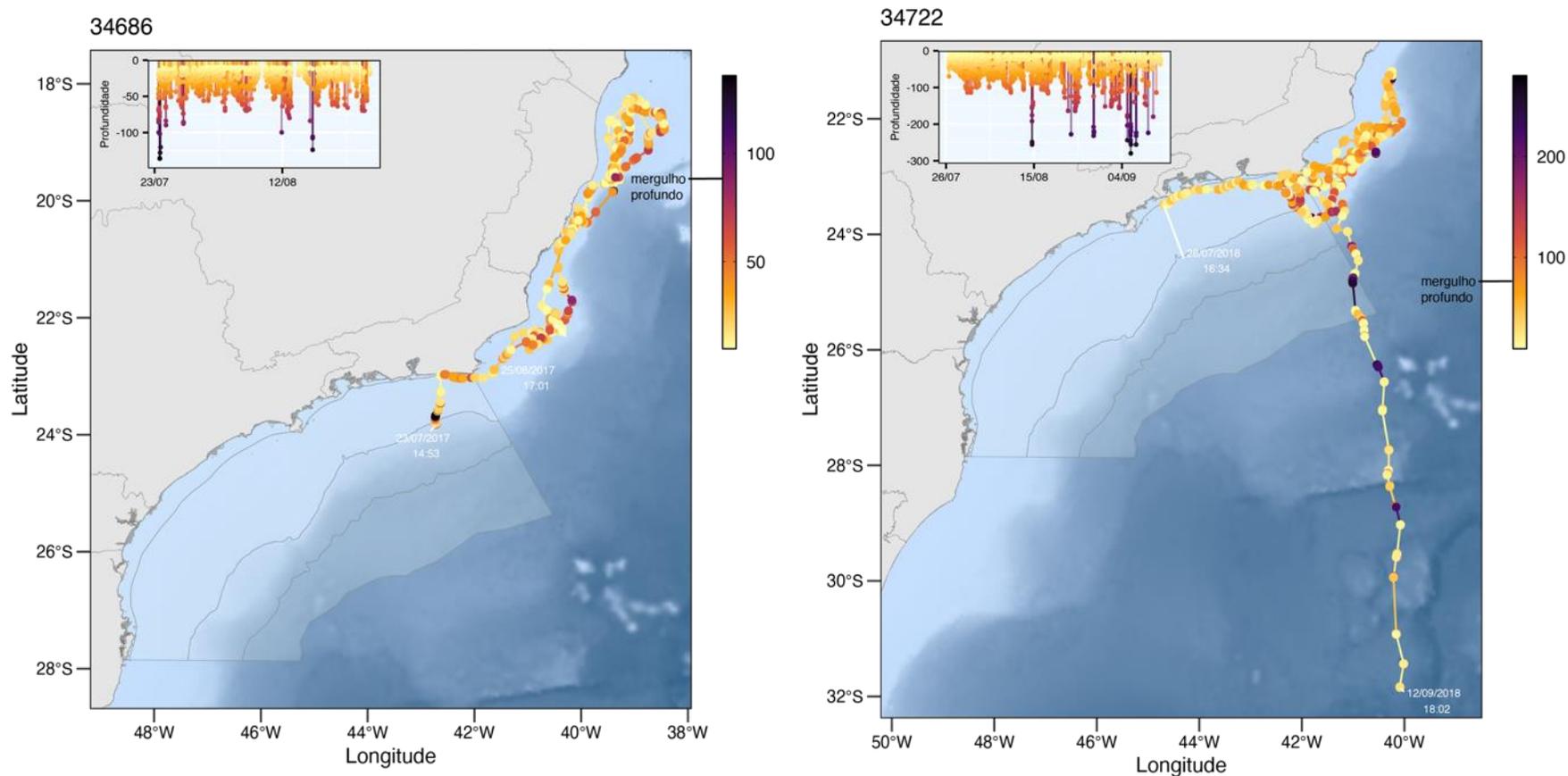


Figura V.2.1-11a: Movimentos de quatro indivíduos de *Megaptera novaeangliae* marcados com transmissores satelitais na Bacia de Santos nos anos de 2016, 2017 e 2018. Apenas os movimentos mais longos foram representados. Gráfico e coloração da trajetória representa a profundidade de mergulho.

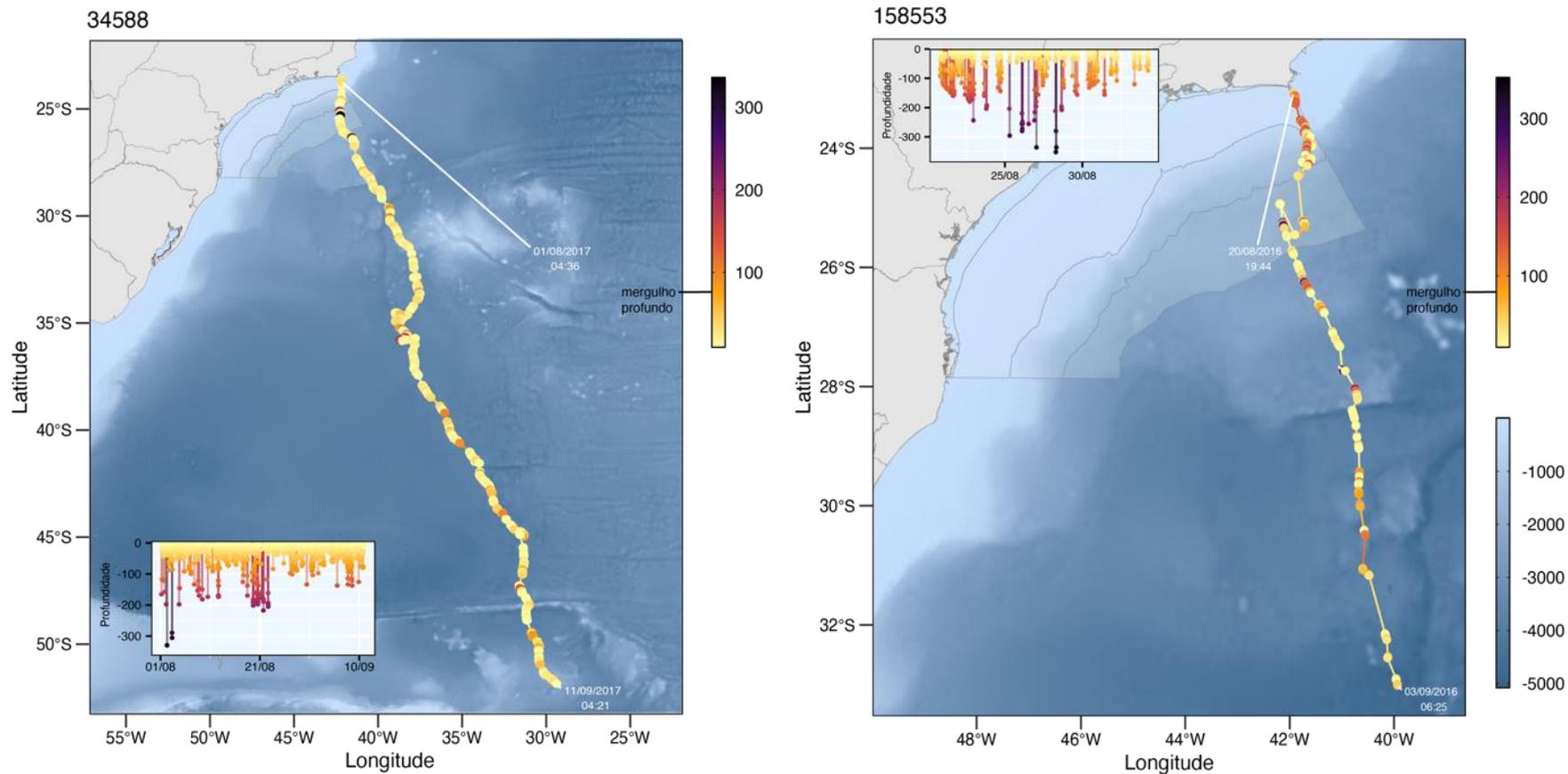


Figura V.2.1-11b: Movimentos de quatro indivíduos de *Megaptera novaeangliae* marcados com transmissores satelitais na Bacia de Santos nos anos de 2016, 2017 e 2018. Apenas os movimentos mais longos foram representados. Gráfico e coloração da trajetória representa a profundidade de mergulho. Barra lateral azul representa batimetria.

A baleia-jubarte apresenta um padrão migratório bem-definido e conhecido entre áreas reprodutivas e de alimentação, visitando a costa leste do Brasil durante o inverno e a primavera para reprodução (ZERBINI et al., 2006). A IWC denomina a população que migra anualmente para a costa leste da América do Sul de “Estoque reprodutivo A” (IWC, 2005). A região do Banco de Abrolhos, no litoral do Brasil, é a principal área de reprodução desse estoque (WEDEKIN et al., 2010).

A abundância relativa na região aumenta gradualmente depois de julho, atingindo um pico entre o final de agosto e o início de setembro, e reduzindo novamente em novembro, quando a população retorna para as áreas de alimentação (MORETE et al., 2008). A rota migratória dessa população indica que as Ilhas Sandwich do Sul e Geórgia do Sul são a principal região de alimentação desse estoque (ZERBINI et al., 2006; ENGEL; MARTIN, 2009). A reavistagem na Península Antártica de um indivíduo fotoidentificado pelo PMC-BS, no entanto, sugere que a população que utiliza essa área para alimentação também pode migrar para a costa leste da América do Sul, e não apenas para a costa oeste, como indicado por estudos anteriores (ver STEVICK et al., 2004).

A rota percorrida pelos indivíduos PTT 158553 (agosto/2016), PTT 34588 (fêmea – agosto/2017) e PTT 34722 (macho – julho/2018) seguiu o “corredor migratório” dessa população, sendo semelhante às rotas registradas por Zerbini et al. (2006) para uma fêmea acompanhada por filhote e um macho de *M. novaeangliae*, marcados com transmissores satelitais em 2003. Contudo, pode-se considerar que a migração desses indivíduos para a região de alimentação ocorreu antes do previsto, entre o início de agosto e o início de setembro, já que tal movimento costuma ocorrer entre outubro e novembro, ao final da temporada reprodutiva (ZERBINI et al., 2006; MORETE et al., 2008). Para os três indivíduos monitorados ao longo da rota migratória, os mergulhos profundos possivelmente estavam relacionados à orientação (GARRIGUE et al., 2015).

O comportamento dos indivíduos PTT 158543 e PTT 158546 foi considerado inicialmente atípico para a espécie, pois não há registros na literatura de áreas de concentração de baleias-jubarte ao longo do litoral sul do Brasil. Encalhes de animais mortos foram documentados por muitos anos na região sul (CHEREM et al., 2004), mas eram raros os registros de animais vivos ao longo da costa,

incluindo o litoral catarinense. Contudo, nos últimos anos, tem sido crescente o número de registros de baleias-jubarte no litoral sudeste e sul do Brasil, tanto de animais vivos como mortos, conforme registros obtidos pelo PMC-BS e pelo PMP-BS, incluindo situações de emalramento acidental em redes de pesca. É possível que o aumento populacional da espécie nos últimos anos esteja ocasionando uma maior dispersão da população, que passa a ocupar novas áreas. O indivíduo fotoidentificado em 14/07/16 na Ilha de São Sebastião (SP) e 45 dias depois no litoral norte de Santa Catarina, contribui para o entendimento de que a espécie esteja utilizando esta região de formas variadas. Ou seja, é possível que a Baía de Santos não seja utilizada apenas como rota migratória das baleias-jubarte, mas que elas também permaneçam na área por períodos prolongados, utilizando a região como área de alimentação e reprodução. Entre 08/2015 e 12/2019, o Projeto de Monitoramento de Praias da Baía de Santos (PMP-BS) registrou 14 filhotes/fetos de baleias-jubarte nas praias entre São Paulo e Santa Catarina (<https://simba.petrobras.com.br/simba/web>). Alguns autores sugerem que a espécie também se alimenta de forma oportunista durante a migração para áreas de reprodução (WITTEWEEN et al., 2011), incluindo a costa do Brasil, onde já foram registrados eventos de alimentação (DANILEWICZ et al., 2009). A região de Cabo Frio, conhecida por sua elevada produtividade, foi onde ocorreu a maior concentração de mergulhos profundos.

*Movimentos de **Physeter macrocephalus***

Três indivíduos foram marcados na região do talude continental no dia 20/11/2017. O PTT 34722 teve o maior período de monitoramento por telemetria satelital do PMC, chegando a 60 dias, enquanto os PTTs 34792 e 34746 (não apresentado) tiveram duração de três e quatro dias, respectivamente, e permaneceram nas proximidades da área de marcação. O PTT 34722 se deslocou para o sul até a latitude de 32,6° S, sempre acompanhando o talude continental, saindo da Baía de Santos e chegando quase até o Uruguai (**Figura V.2.1-12**). O indivíduo percorreu 3.786,1 km, com uma média de 63,1 km/dia. A espécie se manteve na faixa de 641 a 2.897 metros de profundidade, realizando vários mergulhos profundos (> 500 m) ao longo do talude, não havendo a indicação de uma área específica.

São escassas as informações sobre os movimentos e padrões de uso de habitat de cachalotes no Atlântico Sul. A maior parte das informações provém do registro de animais encalhados. Entre 1967 e 2000, foram registrados 95 indivíduos encalhados na costa brasileira (RAMOS et al., 2000). Os dados indicam um padrão sazonal e espacial nos encalhes, com um maior número de encalhes nas grandes latitudes ocorrendo no inverno e maior número de encalhes em baixas latitudes ocorrendo entre o verão e o outono. A espécie representou 27,8% dos registros na região do talude continental entre o Sul e Sudeste do Brasil (DI TULLIO et al., 2016), com maior concentração nas latitudes maiores, ao sul do Cabo de Santa Marta (SC). A espécie foi observada em todas as estações, sempre em profundidades maiores do que 1.000 metros.

Nas Ilhas Maurício, no Oceano Índico, foi registrado um padrão sazonal de movimentos de acordo com 21 cachalotes marcados com transmissores satelitais. Na estação seca, os indivíduos apresentaram maior fidelidade às águas costeiras ao longo da costa oeste das ilhas, sendo que a temperatura de fundo e a batimetria foram selecionadas como as principais variáveis preditoras, indicando uma afinidade por áreas associadas à alta densidade de presas em águas mais frias. Na estação chuvosa, os cachalotes naquela região apresentaram movimentos mais dispersos (CHAMBAULT et al., 2020).

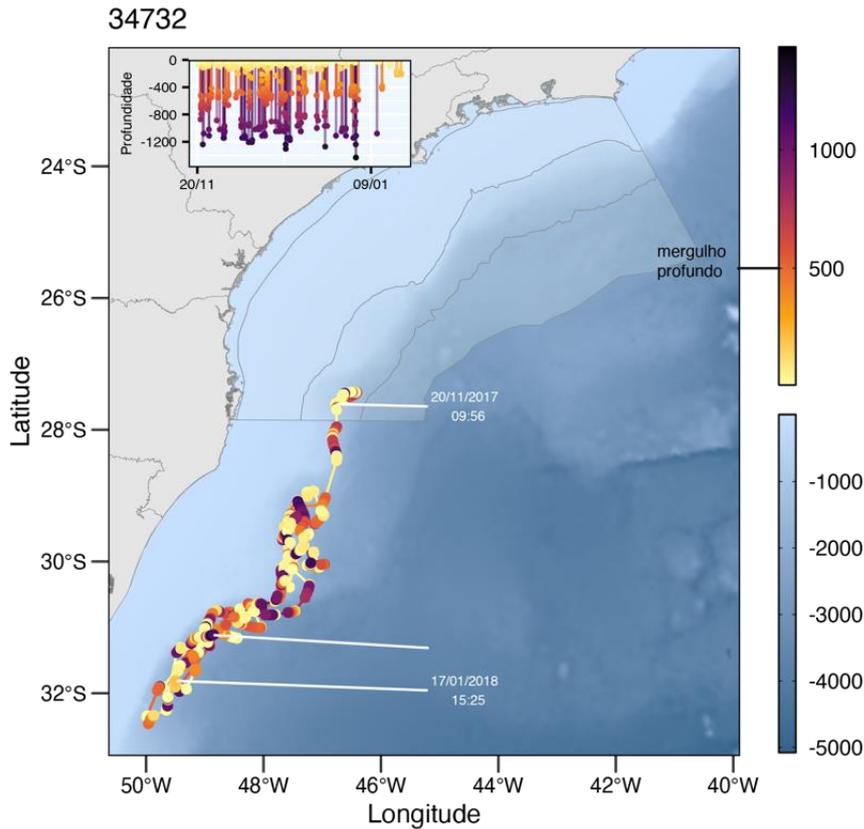


Figura V.2.1-12: Movimento de *Physeter macrocephalus* registrado para um dos três indivíduos marcados com transmissor satelital na Bacia de Santos no ano de 2017. Apenas o movimento mais longo foi representado. Gráfico e coloração da trajetória representa a profundidade de mergulho. Barra lateral azul representa batimetria.

Movimentos de *Orcinus orca*

Três indivíduos foram fotoidentificados em um mesmo grupo nas proximidades de Cabo Frio (RJ), em 05/03/2016. Via comparação de catálogo com o Projeto Baleia à Vista (PROBAV), tais indivíduos foram registrados nas proximidades da Ilha de São Sebastião (SP) em três dias diferentes, em 10/08/2018, 30/11/2018 e 13/07/2020 (**Figura V.2.1-13**). Esses registros sugerem a possibilidade de visitas ocasionais às áreas costeiras, em especial nesta faixa de costa. Em 2018 foram registradas as primeiras reavistagens de *Orcinus orca* (**Figura V.2.1-13**) com os dados do PMC-BS. Dois indivíduos em um mesmo grupo foram fotoidentificados em 06/08/2017 na região do talude, na altura de Paranaguá (PR). O grupo foi reavistado em 06 e 07/08/2018, exatamente um ano depois, a apenas 2 km de distância do primeiro registro. O

agrupamento realizado pelo algoritmo *k-means* separou as reavistagens em áreas costeiras das reavistagens em áreas oceânicas. Considerando todos os registros de orca do PMC-BS, nota-se que tanto a área costeira quanto a área oceânica onde ocorreram essas reavistagens de fotoidentificação coincidem com a área de maior densidade de registros para a espécie. Esse padrão indica a possibilidade de visitarem essas áreas sistematicamente, ou mesmo apresentarem algum grau de fidelidade e residência a elas, utilizando-as para atividades de alimentação.

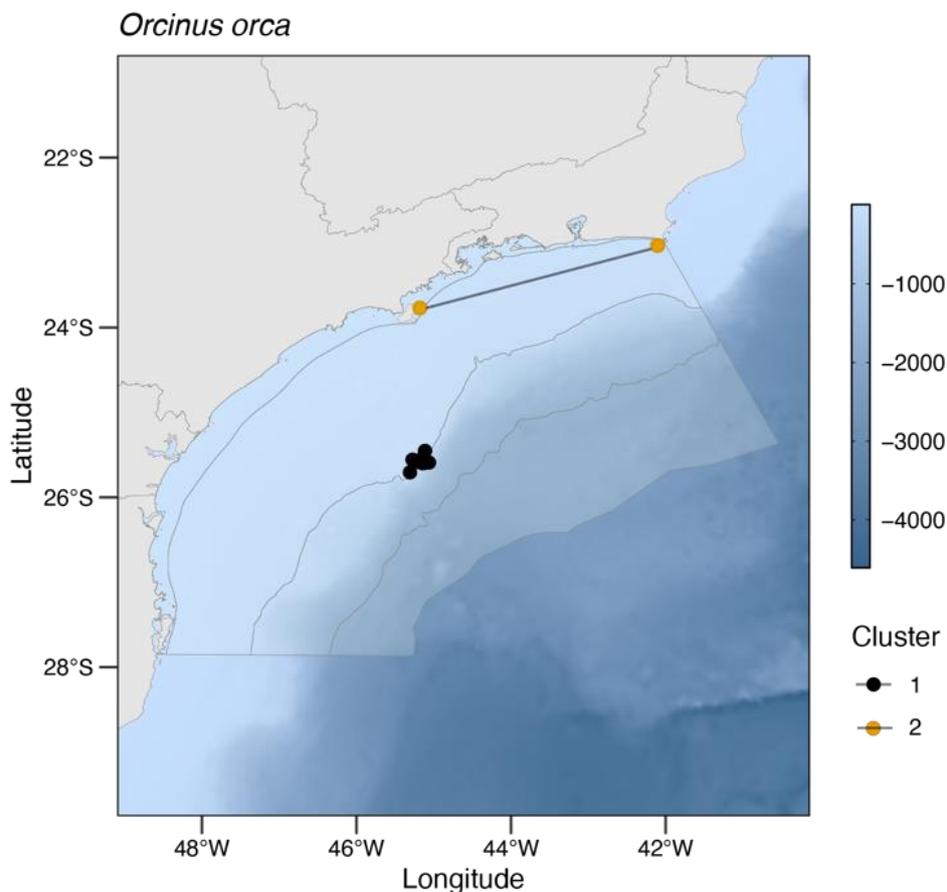


Figura V.2.1-13: Localização das cinco reavistagens de *Orcinus orca* com representação de movimentos mínimos entre registros e os dois agrupamentos identificados pelo *k-means*.

Dez orcas foram marcadas com transmissores satelitais até o momento, todas no inverno, sendo que para um dos indivíduos as informações não foram transmitidas. Foram obtidos dados para cinco machos adultos e três indivíduos

de sexo não identificado em águas oceânicas, e um macho na região costeira, que chegou a ocupar áreas rasas com até 11 metros de profundidade. No caso dos indivíduos da região oceânica, todas as marcações foram realizadas na região do cânion de Cananéia, na borda do talude, com profundidade máxima de 1.141 metros, que vem sendo identificada pelo PMC-BS como uma região de concentração de cetáceos na Bacia de Santos. Em 2016 foram marcados dois machos (PTT 158547 e 162628) no mesmo grupo. Em 2018 foi marcado um macho (PTT 58013) e um indivíduo de sexo desconhecido (PTT 58014) em grupos distintos. Nos dois casos, os animais marcados eram do mesmo grupo daqueles fotoidentificados (conforme detalhado acima), sendo um deles o indivíduo #06. Esses quatro indivíduos foram monitorados por um curto período, variando de 3 a 14 dias. Em 2020 (PTT 197768) foi marcado um macho, monitorado durante 32 dias. Em todos os casos, os animais permaneceram todo o tempo na mesma região, fazendo um deslocamento latitudinal ao longo do talude, percorrendo em média 51,2 km/dia, o que foi reforçado pelos dados de fotoidentificação.

De maneira distinta, o macho marcado nas águas costeiras de Santa Catarina no inverno de 2017 (PTT 162633) realizou um longo deslocamento em direção até a latitude de 36,3°S, paralelamente à costa, e chegou até a desembocadura do estuário do Rio da Prata, percorrendo em média 81,6 km/dia. Este macho foi monitorado por um período de 33 dias e apresentou um padrão de uso de habitat bastante distinto dos outros indivíduos marcados, movendo-se principalmente entre as isóbatas de 10 e 50 metros de profundidade e percorrendo 2.692,5 km (**Figura V.2.1-13**). Em 2021 foram marcados um macho e um indivíduo de sexo não identificado no mesmo grupo (PTTs 208549 e 197771), num grupo de sete indivíduos. Os dados sugerem que os indivíduos marcados permaneceram no mesmo grupo, sendo que o indivíduo monitorado por um período um pouco maior iniciou um movimento no sentido sul, paralelo à linha de costa, chegando à latitude de 29,5° S. O terceiro indivíduo (PTT 224117) foi marcado na região de Cabo Frio, permanecendo nela durante todo o monitoramento.

O modelo hierárquico de estado-espço permitiu identificar a ocorrência dos dois estados comportamentais classificados pelo modelo. Duas áreas de

permanência (*area of restricted search* – ARS) foram identificadas na Bacia de Santos, sendo uma na região de Cabo Frio (associada ao PTT 224117) e outra na região do cânion de Cananéia (associada aos PTTs 58013, 58014, 158547, 162628, 197768 e 208549), ambas relacionadas possivelmente à alimentação e/ou reprodução. Os movimentos realizados ao sul desta área indicaram uma predominância do estado comportamental de deslocamento/movimentação (*transiting* - TRA) (PTTs 162633 e 197771) (**Figura V.2.1-14**). Não foi possível associar a ocorrência das orcas a estas áreas em um período específico do ano, pois em ambos os casos há registros para o período de julho a setembro. Esse resultado reforça a hipótese levantada por meio dos dados de fotoidentificação, ou seja, de que os animais apresentam algum grau de fidelidade ou residência a essa região do talude, e que usam áreas costeiras com frequência, porém sem a mesma consistência.

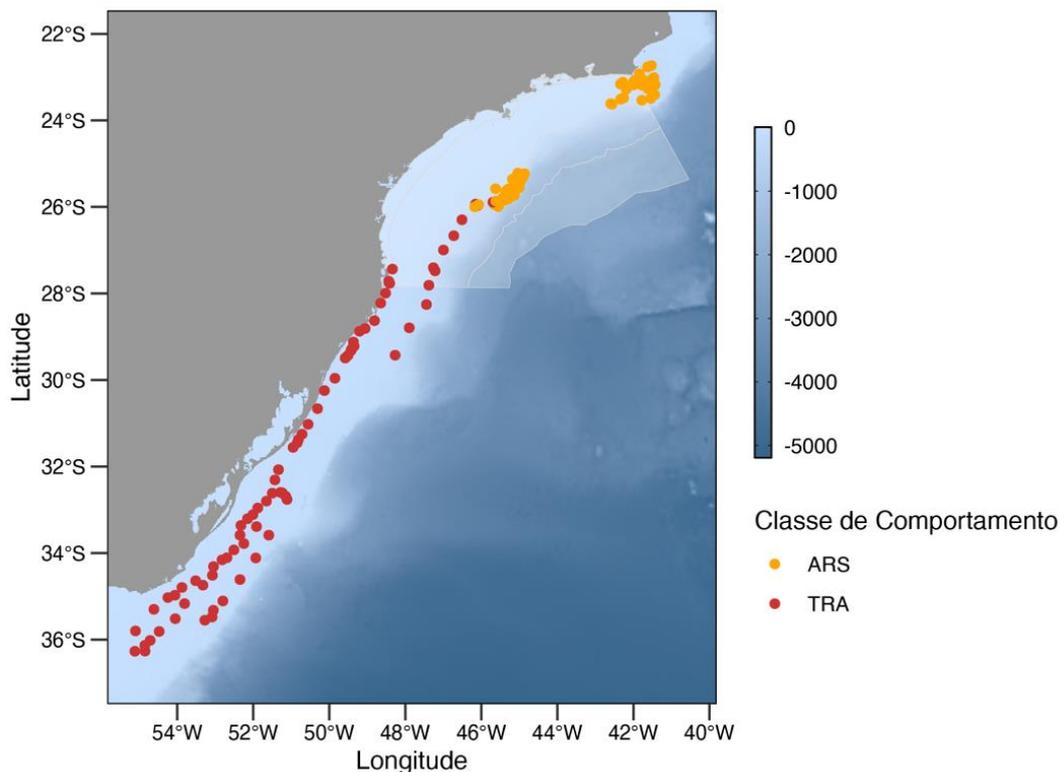


Figura V.2.1-14: Movimentos de *Orcinus orca* obtidos para 9 indivíduos marcados com transmissor satelital na Bacia de Santos entre os anos de 2016, 2017, 2018, 2020 e 2021. Estados comportamentais estimados pelo modelo hierárquico de estado-espaco: TRA = Transiting (deslocamento); ARS = area restricted-search.

As orcas são cosmopolitas, ocorrem em ambientes costeiros e oceânicos, e se alimentam de uma ampla gama de presas, incluindo peixes, cefalópodes, tartarugas, aves e mamíferos marinhos (JEFFERSON et al., 2008). Há registros ocasionais de indivíduos solitários de orcas, ou grupos de tamanho variado, chegando a 10 indivíduos, no litoral dos Estados de São Paulo e Rio de Janeiro, em todas as estações do ano (SICILIANO et al., 1999; SANTOS et al., 2010; LODI; FARIAS-JÚNIOR, 2011). Di Tullio et al. (2016) registraram apenas dois grupos de orcas na região do talude da Baía de Santos, ambos no outono, enquanto Wedekin et al. (2014) registraram dois indivíduos no Banco de Vitória, a sudeste do Banco de Abrolhos, no inverno. No Sul do Brasil, orcas foram registradas na região do talude durante interação com a pesca de espinhel do atum e peixe-espada (SECCHI; VASKE, 1998; DALLA-ROSA; SECCHI, 2007), com aparente padrão sazonal ocorrendo entre junho e outubro, o que coincide com o movimento dos PTTs 162633 e 197771, que ocorreu nos meses de julho e setembro.

Movimentos de *Globicephala macrorhyncus*

Como apresentado anteriormente, apenas uma reavistagem via fotoidentificação de *G. macrorhyncus* foi realizada pelo PMC-BS, em áreas próximas ao talude continental (**Figura V.2.1-2**). A importância do talude foi reforçada pelos dados de telemetria. Foram marcados cinco indivíduos da espécie. O primeiro foi marcado em 24/01/2019 (PTT 58016), e em duas ocasiões foram marcados dois indivíduos no mesmo grupo (13/07/2019 - PTTs 179340 e 179341) (02/12/2020 – PTTs 208554 e 208555). Em todos os casos, a identificação em nível de espécie foi feita por meio da análise genética de biópsias coletadas de indivíduos do grupo. A distância média percorrida foi de 1.569,9 km (**Figura V.2.1-15**).

Todas as marcações foram realizadas na região do talude, tanto no inverno como na primavera/verão, e os animais se mantiveram em áreas com profundidade entre 390 e 3.755 metros. O PTT 58016, marcado no verão, foi o único a sair da Baía de Santos em direção ao norte, seguindo pelo talude até a altura de Cabo Frio (RJ), quando o animal se afastou do talude para uma área

mais oceânica, chegando na região da Cadeia Vitória-Trindade (20,8°S). A partir desse ponto, o animal retornou para o sul, adentrando novamente o talude na Bacia de Santos (**Figura V.2.1-15**). A grande maioria dos mergulhos desse indivíduo fora da Bacia de Santos foi rasa (< 100 m), o que sugere que esse movimento não estava associado à alimentação.

Os outros indivíduos, marcados no inverno (PTTs 179340 e 179341) e no verão (PTTs 208554 e 208555), permaneceram na mesma região de marcação e, em ambos os casos, permaneceram no mesmo grupo. Para a primeira dupla, foram registrados poucos mergulhos, que em sua grande maioria eram rasos, enquanto para a segunda dupla foi possível observar uma maior concentração de mergulhos profundos em determinadas regiões do talude. Essa associação entre indivíduos já foi registrada para dois machos jovens de *G. melas* a noroeste do Atlântico (NAWOJCHIK et al., 2003) e quatro indivíduos marcados no entorno das ilhas Faroer, incluindo dois machos adultos, um jovem e uma fêmea, que tinham relações de parentesco (BLOCH et al., 2003).

As baleias-piloto-de-peitorais-curtas estão distribuídas em águas temperadas e tropicais de todos os oceanos, com limite latitudinal em 50°N e 40°S, geralmente em áreas oceânicas e nas proximidades do talude continental (OLSON, 2018). Em geral são nômades, embora algumas populações com algum grau de residência tenham sido registradas no Havaí (VAN CISE et al., 2017), nas Ilhas Madeira e na costa da Califórnia (OLSON, 2018). Elas têm a capacidade de realizar mergulhos profundos para a captura de suas presas, o que está relacionado à sua ocorrência no ambiente oceânico, nas proximidades do talude (GARRISON, 2007; THORNE et al., 2017).

Informações sobre a distribuição e movimentos de baleias-piloto no Atlântico Sul Ocidental são escassas e ocasionais. Os dados de telemetria do PMC-BS, no entanto, confirmam a importância do talude para a alimentação. Os indivíduos marcados no inverno permaneceram mais ao sul da Bacia de Santos, o que pode estar relacionado a uma maior disponibilidade de alimento nesse período do ano na região (ODEBRECHT; CASTELLO, 2001). O único indivíduo que seguiu para o norte foi marcado no verão e percorreu 2.746,1 km, com uma média de 85,8 km/dia, valor bem superior à média dos indivíduos que permaneceram no talude da Bacia de Santos, que foi de 54,1 km/dia. Considerando a profundidade dos

mergulhos realizados mais ao norte, sugere-se que esse tenha sido um movimento exploratório, não associado à alimentação. As baleias-piloto (*Globicephala* spp.) foram mais frequentes na região sul do talude, em comparação ao sudeste (com apenas dois registros), durante cruzeiros realizados nos anos de 2009 a 2014 (DI TULLIO et al., 2016).

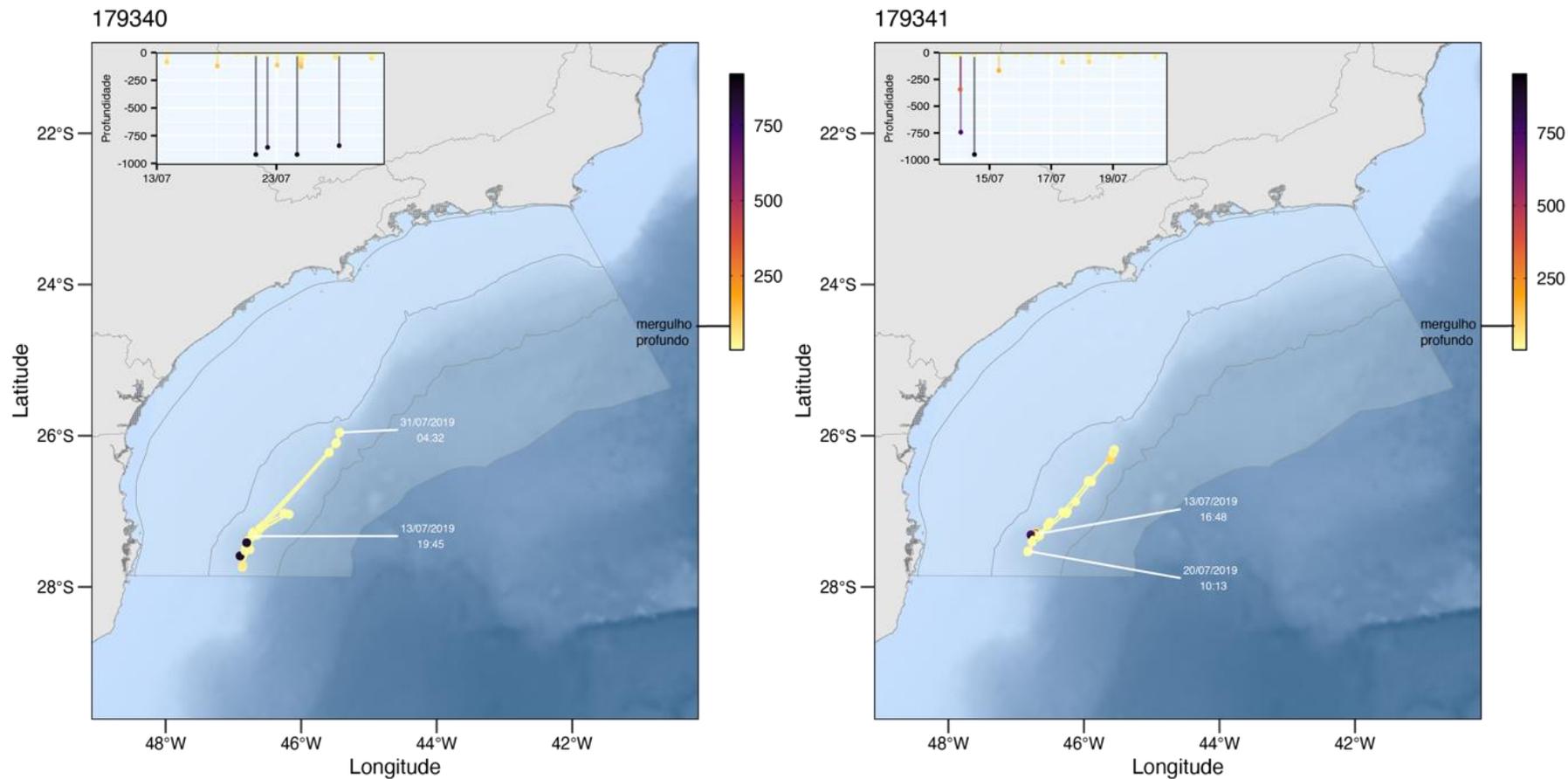


Figura V.2.1-15a: Movimentos de *Globicephala macrorhyncus* na Bacia de Santos obtidos para quatro dos cinco indivíduos marcados com transmissores satelitais. Apenas os movimentos mais longos foram representados. Gráfico e coloração da trajetória representa a profundidade de mergulho.

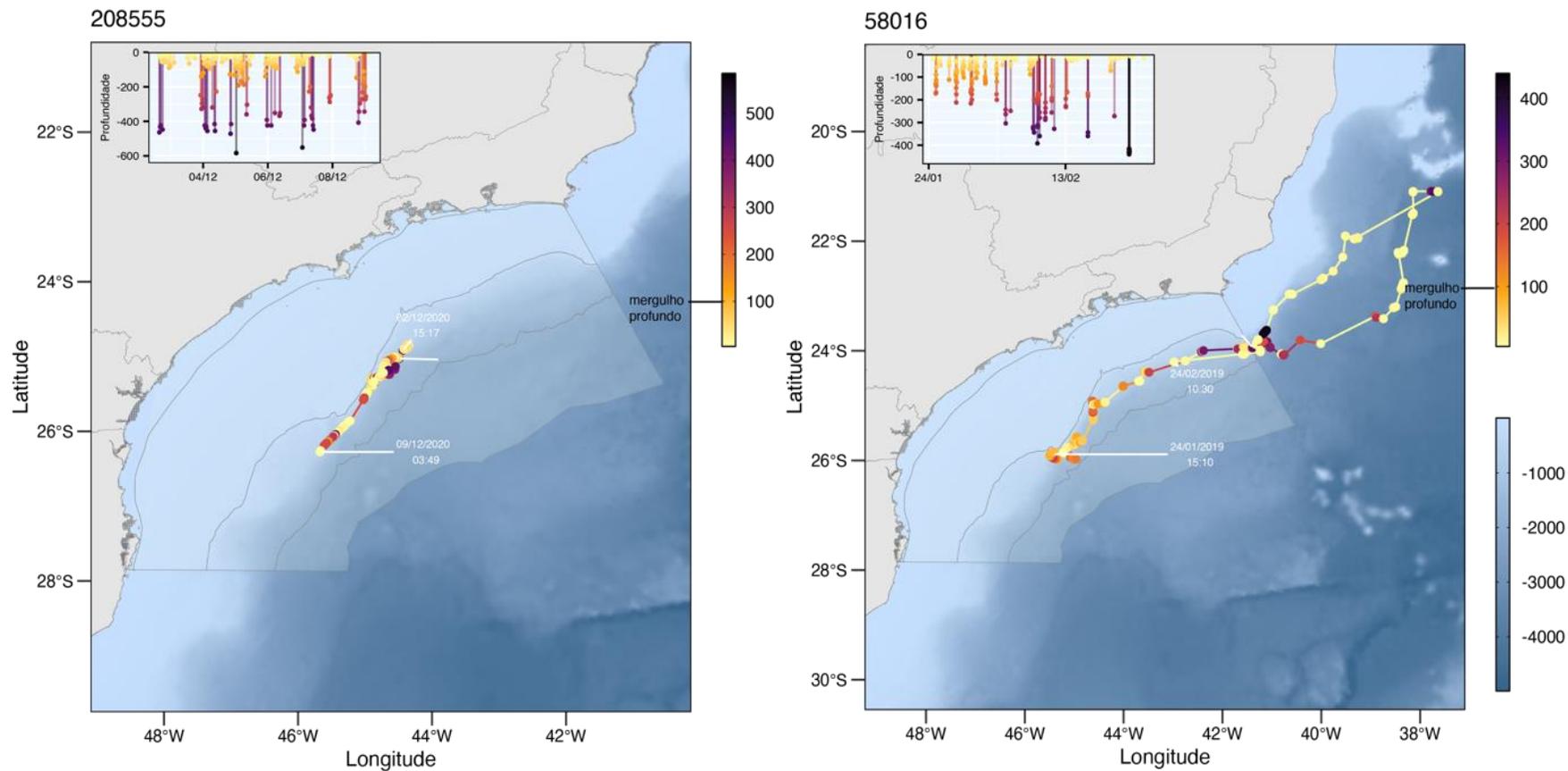


Figura V.2.1-15b: Movimentos de *Globicephala macrorhyncus* na Bacia de Santos obtidos para quatro dos cinco indivíduos marcados com transmissores satelitais. Apenas os movimentos mais longos foram representados. Gráfico e coloração da trajetória representa a profundidade de mergulho. Barra lateral azul representa batimetria.

Movimentos de *Peponocephala electra*

Um grupo de *Peponocephala electra* foi registrado em 07/02/2018 e reavistado em 06/04/2018, com 26 indivíduos identificados. Um segundo grupo foi registrado no dia 24/03/2019 e 17 indivíduos desse grupo foram reavistados em 10/04/2019. Todos os registros ocorreram em águas oceânicas, típicas da espécie, nas proximidades do talude continental (**Figura V.2.1-16**). Aplicando-se um modelo *Lincoln-Petersen* de marcação-recaptura para as duas reavistagens, de 2018 e de 2019, assumindo o pressuposto de que os reavistamentos são de um mesmo grupo, foi possível estimar que a reavistagem de 2018 era de um grupo com 142 indivíduos (IC 95% = 115-201), enquanto a reavistagem de 2019 era de um grupo muito maior, com 466 indivíduos (IC 95% = 301-722).

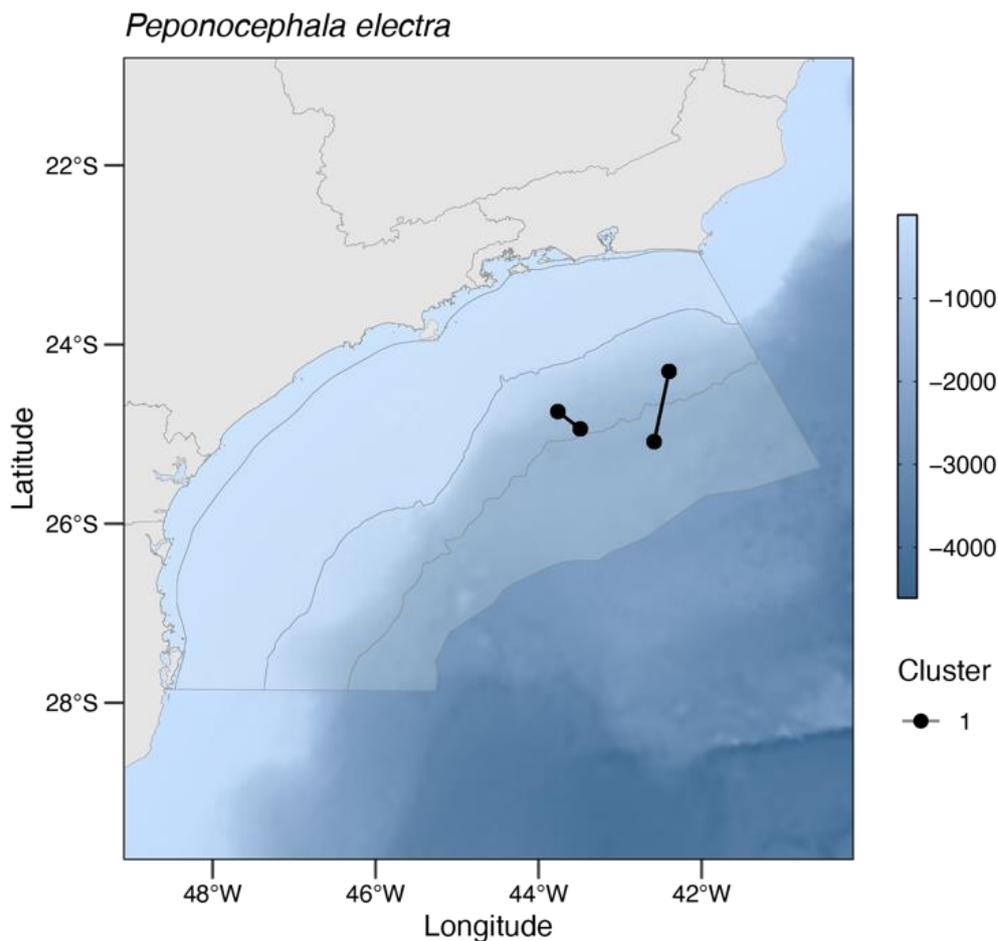


Figura V.2.1-16: Localização das reavistagens de *Peponocephala electra* com representação de movimentos mínimos entre registros.

A importância da área em que foram realizados os registros de fotoidentificação foi reforçada pelos dados de telemetria. Dois indivíduos num mesmo grupo foram marcados com transmissores satelitais em 06/04/2018. Os transmissores permaneceram em funcionamento por 6 e 7 dias, período no qual os animais permaneceram próximos e não se afastaram do local de marcação na região do talude, em áreas profundas entre 1.266 e 2.276 metros, mais ao norte da Bacia de Santos (**Figura V.2.1-17**). Contudo, não foram transmitidas informações de mergulho para esses indivíduos. Percorreram em média 39 km/dia, totalizando 238,8 a 267,5 km durante o período. O local de marcação e permanência desses indivíduos coincide com os locais onde foram fotoidentificados e reavistados 26 e 17 indivíduos, respectivamente em 2018 e 2019. Em todos os casos, os animais estavam em grupos muito grandes, estimados entre 100 e 400 indivíduos.

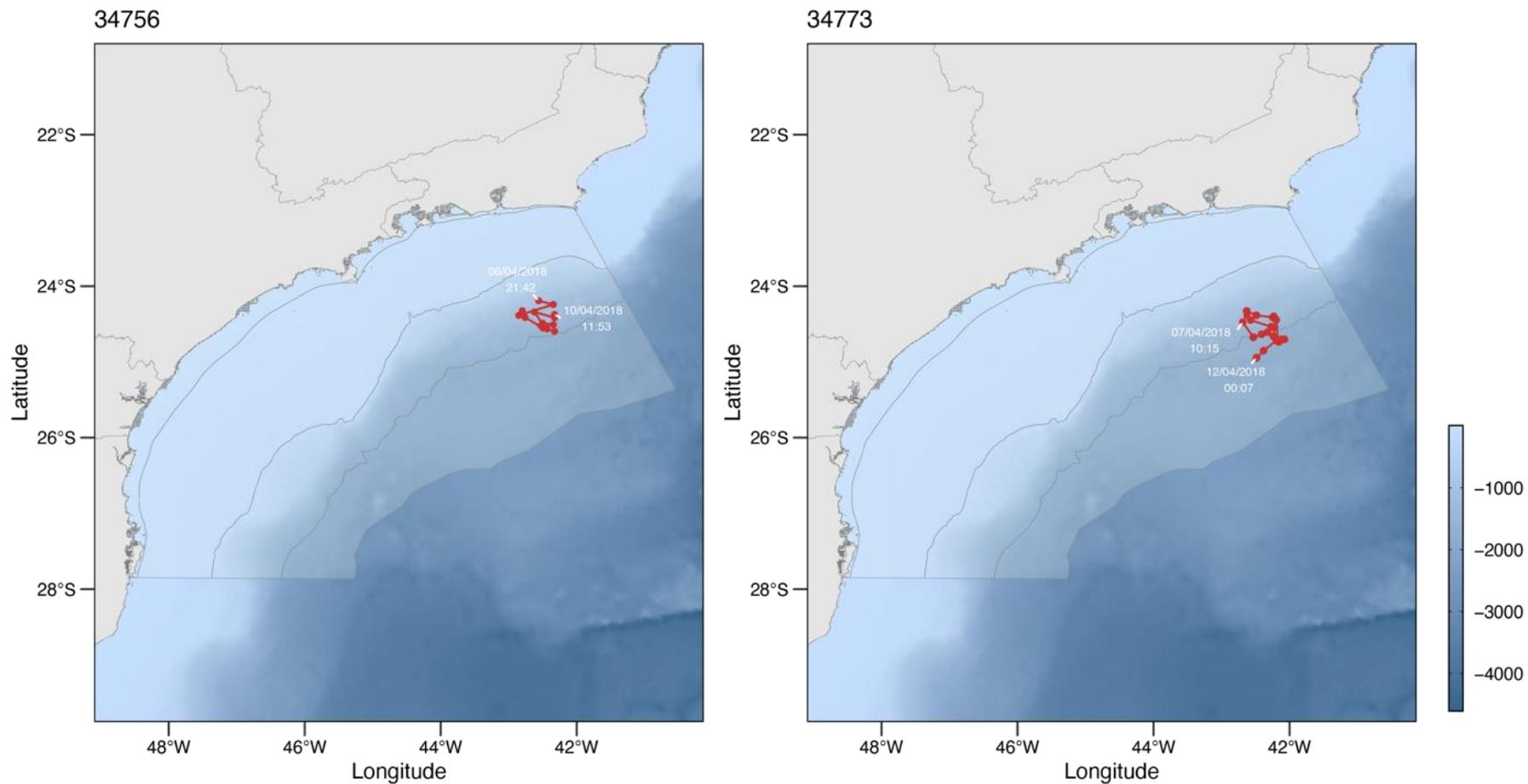


Figura V.2.1-17: Movimentos de *Peponocephala electra* obtidos de dois indivíduos marcados com transmissores satelitais na Bacia de Santos no ano de 2018. Barra lateral azul representa batimetria.

Peponocephala electra é uma espécie de distribuição global, encontrada principalmente em regiões oceânicas tropicais e temperadas (PERRYMAN, 2002). No Atlântico, as informações disponíveis referem-se principalmente às regiões do Caribe e do Atlântico Norte (WATKINS et al., 1997). O pouco que se sabe sobre a espécie em águas brasileiras vem de registros de enalhes reportados na literatura (LODI et al., 1990; BATISTA et al., 2012). Novas reavistagens e marcações poderão contribuir para reforçar a importância dessa área para a espécie, se seu uso tem algum padrão sazonal, se existe tendência à manutenção nas composições de grupos e possíveis unidades populacionais.

*Movimentos de **Grampus griseus***

As primeiras reavistagens de *Grampus griseus* ocorreram em 2019 quando dois indivíduos observados em 08/2016 foram reavistados. Em 2020, outros quatro indivíduos fotoidentificados em 2018 e um em 2019 foram reavistados. Em 2021, um indivíduo fotoidentificado em 2021 foi reavistado. Todos esses registros ocorreram em águas oceânicas, em especial próximo ao talude, caracterizando movimentos norte-sul (**Figura V.2.1-18**). O agrupamento realizado pelo algoritmo *k-means* sugere a separação das reavistagens em 2 áreas, ambas no talude, com movimentos entre elas. A importância dessa área foi reforçada pela única marcação com transmissor satelital de um indivíduo que percorreu 268,6 km em 6 dias de deslocamento ao longo do talude (**Figura V.2.1-18**). Em um dos dias, o indivíduo realizou mergulhos profundos (> 100 m) numa mesma região, reconhecida pela grande concentração de cetáceos pelo PMC-BS.

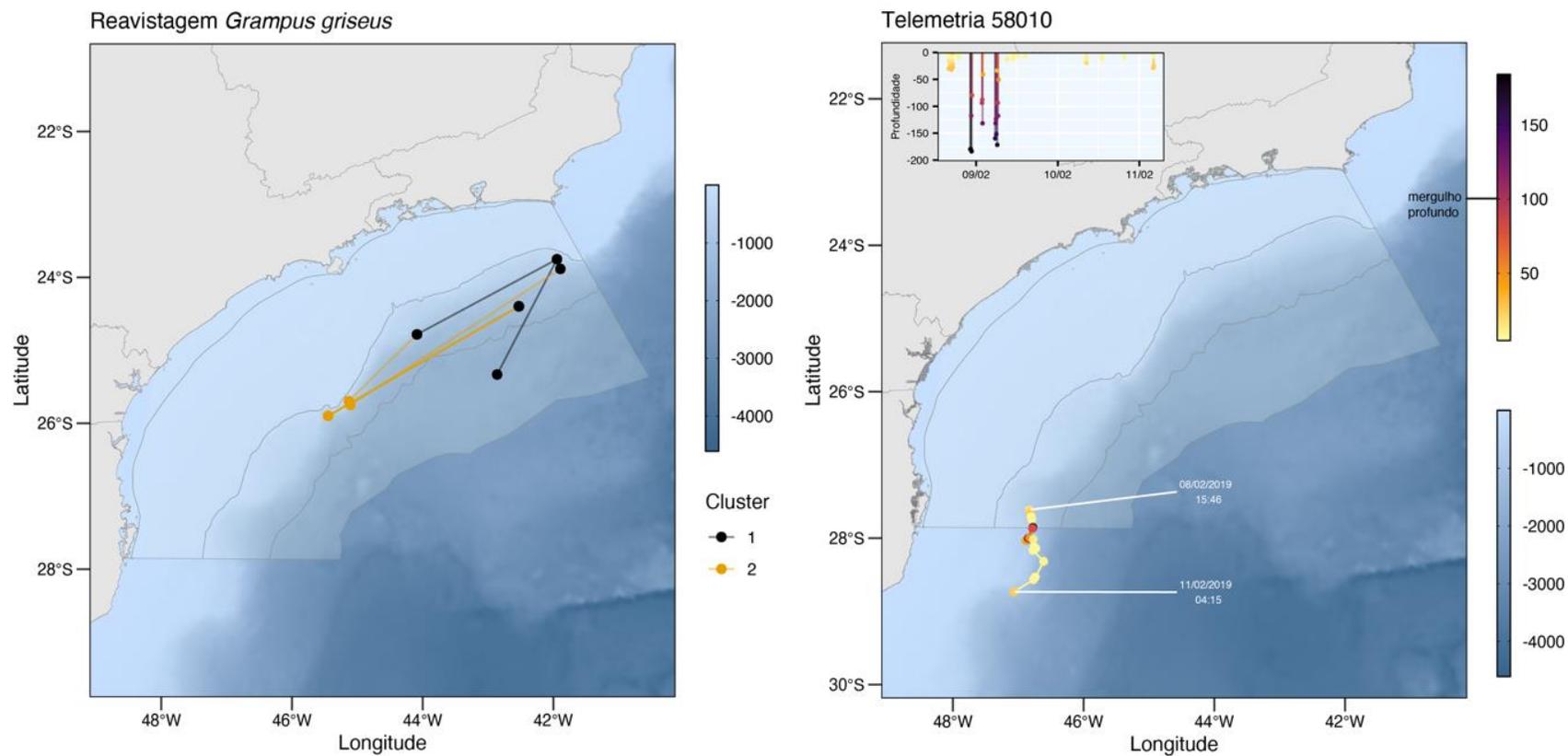


Figura V.2.1-18: À esquerda, localização das seis reavistagens de ***Grampus griseus*** com representação da direção do movimento entre registros e dos agrupamentos identificados pelo k-means. À direita, movimento de um indivíduo marcado com transmissor satelital na Baía de Santos em 2019. Gráfico e coloração da trajetória representa a profundidade de mergulho. Barra lateral azul representa batimetria.

Grampus griseus é amplamente distribuído em águas temperadas e tropicais, ocorrendo preferencialmente em águas oceânicas, com 200 a 1.000 metros de profundidade e temperaturas acima de 12° C (BEARZI et al., 2011; HARTMAN, 2018). É considerada uma espécie restrita às proximidades de ilhas oceânicas, com fidelidade a algumas regiões (HARTMAN et al., 2014). Sua dieta consiste primariamente de cefalópodes, com uma clara preferência por lulas mesopelágicas (BEARZI et al., 2010).

O Atlântico Sul Ocidental é a região com o menor número de registros da espécie, o que possivelmente seja resultado do esforço reduzido de pesquisa em áreas distantes da costa (JEFFERSON et al., 2014). Segundo os autores, a espécie tem preferência por águas temperadas, entre 30° e 45° em ambos os hemisférios. Tanto os animais com reavistagem de fotoidentificação como aquele marcado com transmissor satelital ocorreram em águas oceânicas, nas proximidades do talude. Esse padrão de movimentação já foi observado para um golfinho-de-Risso reabilitado, marcado com transmissor satelital, e liberado no Golfo do México, numa região com profundidade de 125 metros, sendo monitorado por 23 dias (WELLS et al., 2009). No sul da Bacia da Califórnia, dois indivíduos marcados permaneceram nas imediações de ilhas oceânicas (FALCONE; SCHORR, 2012).

Movimentos de Sotalia guianensis

Apenas uma reavistagem de *Sotalia guianensis* tinha ocorrido até 2018, de um indivíduo da população residente da espécie na Baía da Babitonga (SC), que foi reavistado um ano depois próximo à entrada do Complexo de Paranaguá (PR), 60 quilômetros ao norte. Esse registro sugere que ou indivíduos da população residente de *Sotalia* da Baía da Babitonga se deslocam para áreas adjacentes, ou indivíduos de áreas adjacentes visitam a Baía da Babitonga. Movimentos como esse não foram registrados anteriormente pelos monitoramentos sistemáticos que ocorrem na área (CREMER et al., 2011) e devem ser considerados em estudos futuros que avaliam o estado das populações costeiras da espécie. Outras quatro reavistagens de indivíduos fotoidentificados em 2018 ocorreram em 2021, entre Ubatuba (SP) e Ilha Grande (RJ) (**Figura V.2.1-19**). Esses registros aparentam ser um movimento de

indivíduos que usam com frequência essas águas costeiras e abertas. Um esforço futuro de comparação de catálogos com grupos de pesquisa que atuam nessas áreas pode confirmar a procedência do grupo. O agrupamento realizado pelo algoritmo *k-means* sugere a separação das reavistagens em 2 áreas, uma para as reavistagens entre o litoral de São Paulo e Rio de Janeiro, e outra para os registros entre Santa Catarina e Paraná.

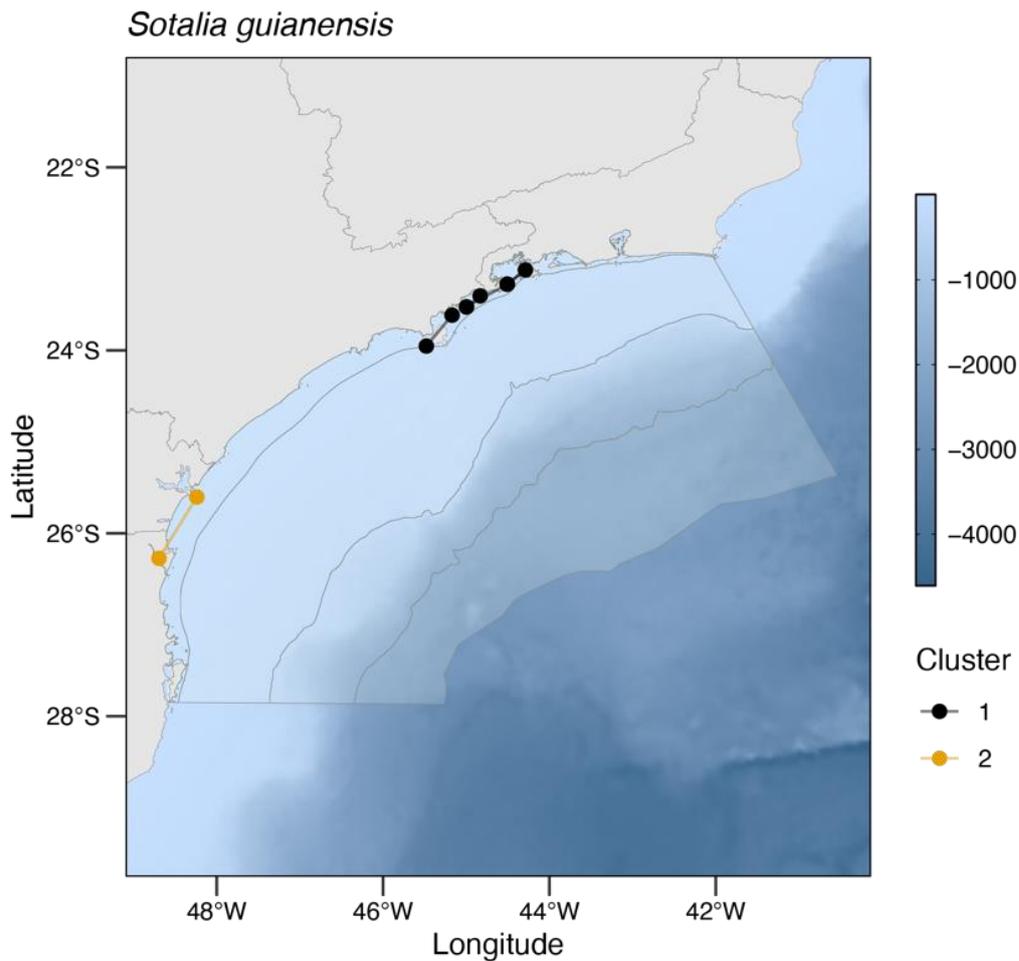


Figura V.2.1-19: Localização das reavistagens de *Sotalia guianensis* com representação da direção do movimento entre registros e dos agrupamentos identificados pelo *k-means*.

Movimentos de *Steno bredanensis*

Steno bredanensis é a segunda espécie com maior número de reavistagens. 36 indivíduos foram observados em múltiplas reavistagens usando um trecho de costa que vai da Ilha de São Sebastião (SP) ao Cabo Frio (RJ), passando pela

Ilha Grande (RJ) e Arquipélago de Cagarras (RJ; **Figura V.2.1-20**). Alguns desses registros compõem o catálogo de fotoidentificação do Projeto Baleias e Golfinhos do Rio de Janeiro (PBGRJ). O agrupamento realizado pelo algoritmo *k-means* sugere a separação das reavistagens em quatro áreas. Nota-se um padrão de reavistagens nas proximidades de Cabo Frio (RJ, área 1), nas proximidades do Arquipélago das Cagarras (RJ; área 2), nas proximidades de Ilha Grande (RJ, área 3) e nas proximidades da Ilha de São Sebastião (SP; área 4) (**Figura V.2.1-20**). Apenas um indivíduo foi reavistado em uma única área (na área 3), sendo comum a reavistagem de um mesmo indivíduo em duas ou em até 3 áreas, indicando que, apesar da separação pelo *k-means*, é provável tratar-se de uma mesma unidade populacional que se movimenta entre essas áreas, com alguma preferência por habitats específicos nessa faixa de costa. Ou seja, esses dados confirmam um padrão já conhecido de movimentação da espécie ao longo do litoral do Rio de Janeiro (LODI et al., 2012) e reforçam a hipótese já proposta de um movimento entre as áreas da Ilha de São Sebastião (SP) e Cabo Frio (RJ), aparentemente importantes para atividades de forrageio (LODI et al., 1999). Como as reavistagens ocorreram em geral em anos diferentes, os indivíduos provavelmente compõem uma unidade populacional costeira, com um possível padrão de residência e/ou fidelidade à área (LODI et al., 2012). No entanto, outros registros da espécie foram realizados pelo PMC-BS em áreas oceânicas, sugerindo a possibilidade de estruturação populacional. Apenas um movimento de distanciamento da costa foi registrado via reavistagem de um indivíduo observado em área costeira, próximo à Ilha Grande (RJ), e depois observado ~200km ao sul, a 150km da costa. Esse registro também pode indicar movimentos oportunistas de forrageio ou uso de áreas muito maiores do que as utilizadas com frequência próximo à costa. De qualquer forma, não ocorreram outras reavistagens entre indivíduos observados em áreas costeiras e oceânicas, reforçando a possibilidade de estruturação populacional.

Apenas um indivíduo de *Steno bredanensis* foi marcado com transmissor satelital ao longo do PMC-BS e o movimento observado ocorreu na área de frequentes reavistagens de fotoidentificação (**Figura V.2.1-20**). A marcação foi realizada ao norte da Baía de Guanabara e o animal seguiu em direção ao sul, muito próximo da costa, até as imediações da Baía de Sepetiba.

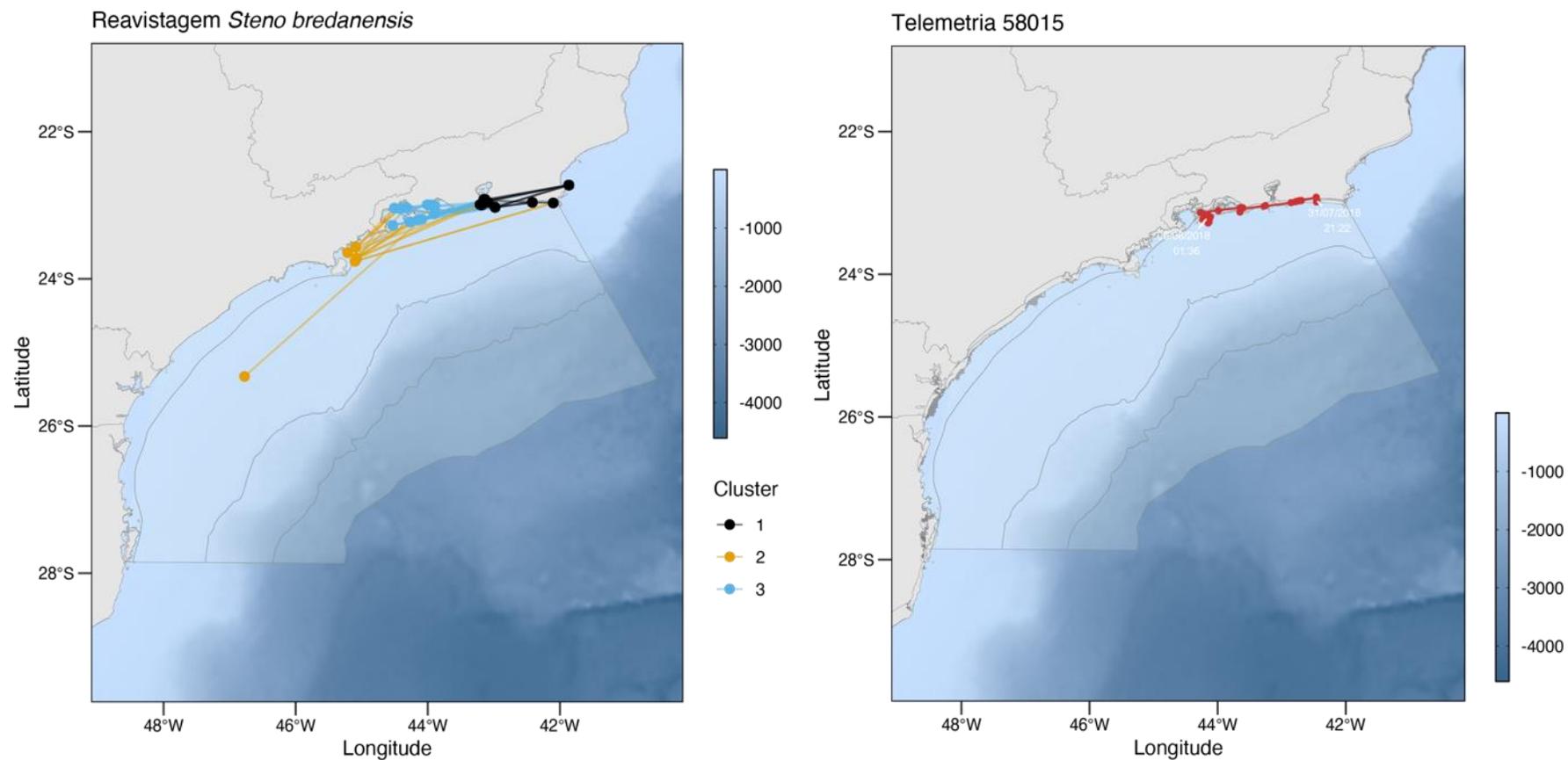


Figura V.2.1-20: À esquerda, localização das reavistagens de *Steno bredanensis* com representação de movimentos mínimos entre registros e dos agrupamentos identificados pelo k-means. À direita movimento de um indivíduo marcado com transmissor satelital na Baía de Santos em 2018. Barra lateral azul representa batimetria.

Steno bredanensis é uma espécie de distribuição tropical e subtropical, ocorrendo em geral em águas oceânicas profundas entre as latitudes de 40°N e 35°S (PERRIN, 2009). Contudo, em algumas regiões, a espécie ocorre no entorno de ilhas oceânicas (BAIRD et al., 2008) ou, como é o caso do Brasil, próximo à costa (LODI et al., 2012) ou em bancos rasos, como o Banco dos Abrolhos (ROSSI-SANTOS et al., 2006). De maneira geral, a espécie é considerada como pouco conhecida. Os dados de fotoidentificação e de telemetria satelital confirmam um padrão já conhecido de movimentação da espécie ao longo do litoral do Rio de Janeiro (LODI et al., 2012) e reforçam a hipótese já proposta de um movimento entre as áreas de Ilha de São Sebastião (SP) e Cabo Frio (RJ), aparentemente importantes para atividades de forrageio (LODI et al., 1999). Como a maior parte das reavistagens ocorreu em anos diferentes, os indivíduos provavelmente compõem uma unidade populacional costeira, com um possível padrão de residência e/ou fidelidade à área (LODI et al., 2012). No entanto, outros registros da espécie foram realizados pelo PMC-BS em áreas oceânicas. O movimento de distanciamento da costa de um indivíduo fotoidentificado pode indicar movimentos oportunistas de forrageio ou uso de áreas muito maiores do que as utilizadas com frequência próximo à costa. De qualquer forma, não ocorreram outras reavistagens entre indivíduos observados em áreas costeiras e oceânicas, sugerindo uma possível estruturação populacional.

*Movimentos de **Tursiops truncatus***

Tursiops truncatus é a espécie com maior número de reavistagens com 57 indivíduos reavistados. O agrupamento realizado pelo algoritmo *k-means* sugere a separação das reavistagens em quatro áreas e indica um padrão de reavistagens nas proximidades de Cabo Frio à Ilha Grande (RJ; área 1), entre Ilha Grande (RJ) e a Ilha de São Sebastião (SP; área 2), mais ao sul, entre Paranaguá (PR) e Florianópolis (SC) (área 3), com vários movimentos longos entre essas áreas. Um quarto agrupamento engloba a reavistagem realizada em águas oceânicas (**Figura V.2.1-21**).

Esses resultados indicam: a) a ocorrência de uma população costeira e transiente entre a Ilha de São Sebastião (SP) e Cabo Frio (RJ), com algum grau

de fidelidade ao Arquipélago das Cagarras e adjacências (LODI et al., 2014), o que justifica, respectivamente, tanto os movimentos observados entre as áreas 1 e 2, quanto as muitas reavistagens na área 1; b) a ocorrência de longos e frequentes movimentos que conectam as áreas 1 e 2 com a área 3, com destaque para um indivíduo observado nas três áreas, em um movimento linear de no mínimo 700 km. Destaca-se que, com exceção de um indivíduo, todas as outras 56 reavistagens eram de indivíduos do ecótipo oceânico (SIMÕES-LOPES et al., 2019), porém observados em áreas próximas à costa. A única reavistagem do ecótipo costeiro, via comparação de catálogos, ocorreu na área 3 e foi de um indivíduo conhecido da população de Laguna (SC) que foi observado pelo PMC-BS em Itajaí (SC; ~150 km ao norte). Apenas três indivíduos, observados no mesmo grupo, foram reavistados na região oceânica, nas proximidades do talude. O primeiro registro ocorreu em setembro 2018 na latitude de Florianópolis (SC; área 4) e, 27 meses depois, esses indivíduos foram observados novamente juntos, praticamente na mesma área. Assim como nesse caso, outras 17 reavistagens sugeriram certa estabilidade de grupo, uma vez que os mesmos indivíduos avistados em momento anterior no mesmo grupo foram reavistados novamente, ainda juntos. Esse padrão ocorreu em especial nas áreas 1 e 2, indicando a ocorrência de um grande e estável grupo, que usa com frequência as águas costeiras dessa faixa de costa (**Figura V.2.1-21**). Em resumo, os dados de fotoidentificação sugerem a ocorrência de áreas frequentemente visitadas pelos mesmos indivíduos, movimentos longos entre essas áreas e algum grau de estabilidade na composição dos grupos avistados.

A estabilidade nos grupos de *T. truncatus* também foi registrada por meio da telemetria satelital. Os indivíduos PTT 58017 e PTT 162636 foram marcados no mesmo grupo no inverno, na latitude 23,1°S. Os dados sugerem que eles se mantiveram no mesmo grupo por pelo menos três dias e então se separaram. Cinco dias depois da marcação, o PTT 162636 deslocou-se para o sul até a latitude de 31,0°S durante seis dias, e o PTT 58017 se movimentou para o norte até a latitude de 22,9°S. Ambos permaneceram próximos à costa. O PTT 162632 e o PTT 162637 também foram marcados durante o verão no mesmo grupo próximo à Ilha de Santa Catarina (27,3°S). Os dados indicam que eles se mantiveram no mesmo grupo por pelo menos sete dias. O movimento do PTT

166665 também foi similar ao do PTT 34751. Esses indivíduos também foram marcados no verão no mesmo grupo na latitude de 23,0⁰ S. Nesse caso, os dados indicam que a permanência dentro de um grupo se prolongou por pelo menos 11 dias, período no qual se movimentaram ao longo da costa.

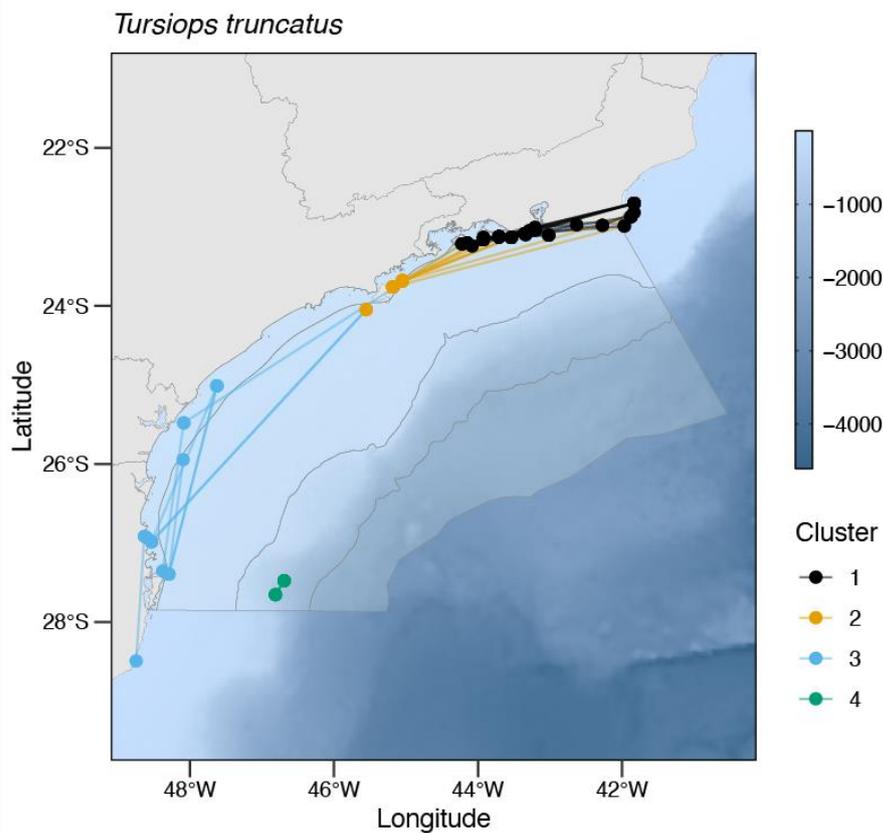


Figura V.2.1-21: Localização das reavistagens de *Tursiops truncatus* com representação de movimentos mínimos entre registros e dos agrupamentos identificados pelo k-means.

Tursiops truncatus é a segunda espécie com o maior número de transmissores satelitais instalados (**Figura V.2.1-22**). Entre os 16 indivíduos marcados, não houve a transmissão de dados para dois indivíduos, e, para um terceiro, foram obtidos poucos registros que, após a filtragem, foram descartados. A duração do monitoramento variou de 1 a 20 dias e todos os indivíduos realizaram movimentos paralelos à costa.

Doze indivíduos foram marcados na região costeira e apenas um indivíduo foi marcado na região oceânica, próximo do talude (147,5 metros de

profundidade). A distância média percorrida foi de 58,3 km/dia, variando de 7,1 a 120,7 km/dia. A maioria dos animais marcados se movimentou ao longo da costa sul e sudeste da Bacia de Santos, entre 22,2° a 28,4°S. Desses, três animais se movimentaram entre o Paraná e Santa Catarina (PTT 158551, marcado em 25/02/2016; PTT 162632, fêmea marcada em 24/02/2017; PTT 162637, marcado em 24/02/2017), um animal permaneceu ao longo da costa de Santa Catarina (PTT 158544, marcado em 17/03/2016), cinco animais se movimentaram ao longo da costa do Rio de Janeiro (PTT 162634, fêmea marcada em 14/02/2017; PTT 166663, marcado em 20/07/2017; PTT 34751, marcado em 30/03/2018; PTT 34754, marcado em 03/04/2018; e PTT 58008, marcado em 28/01/2020), e dois indivíduos se movimentaram entre a costa de São Paulo e Rio de Janeiro (PTT 166665, marcado em 30/03/2018; PTT 58017, marcado em 28/07/2018). O PTT 162631, marcado em 06/09/2016 próximo ao talude, foi monitorado apenas por quatro dias, período no qual se manteve na mesma região. Apenas um indivíduo (PTT 162636), marcado em 28/07/2018, movimentou-se por uma longa distância, percorrendo 1.810 km, com uma média de 120,7 km/dia. Seguiu em direção à costa do Rio Grande do Sul até a latitude de 31,0°S.

Todos os indivíduos marcados tinham um padrão de coloração típico do ecótipo oceânico da espécie (SIMÕES-LOPES et al., 2019) e as biópsias, coletadas de indivíduos de todos os grupos, indicam que eles apresentam haplótipos do ecótipo oceânico na região-controle do DNA mitocondrial. Os dados apontam que o ecótipo oceânico de *T. truncatus* realiza deslocamentos latitudinais de longa distância, com uma extensa área de vida ao longo da costa sul e sudeste do Brasil. O único indivíduo marcado na região oceânica transmitiu por um período reduzido, o que dificultou a análise mais detalhada de seus movimentos. Durante quatro dias, o animal permaneceu na mesma região em que foi marcado.

Dados de 10 indivíduos foram utilizados para o modelo hierárquico de estado-espço e permitiram identificar a ocorrência dos dois padrões comportamentais classificados pelo modelo, sendo identificadas três áreas de permanência (ARS – *area restricted-search*), que podem estar relacionadas a comportamentos de alimentação e/ou reprodução: entre o litoral sul do Rio de

Janeiro e norte de São Paulo; litoral centro-norte de Santa Catarina; e litoral central do Rio Grande do Sul. As outras áreas se caracterizaram como sendo de deslocamento/movimentação (**Figura V.2.1-22**). Esse resultado reforça a hipótese levantada pelos dados de fotoidentificação de que os animais apresentam algum grau de fidelidade ao longo do litoral da Bacia de Santos.

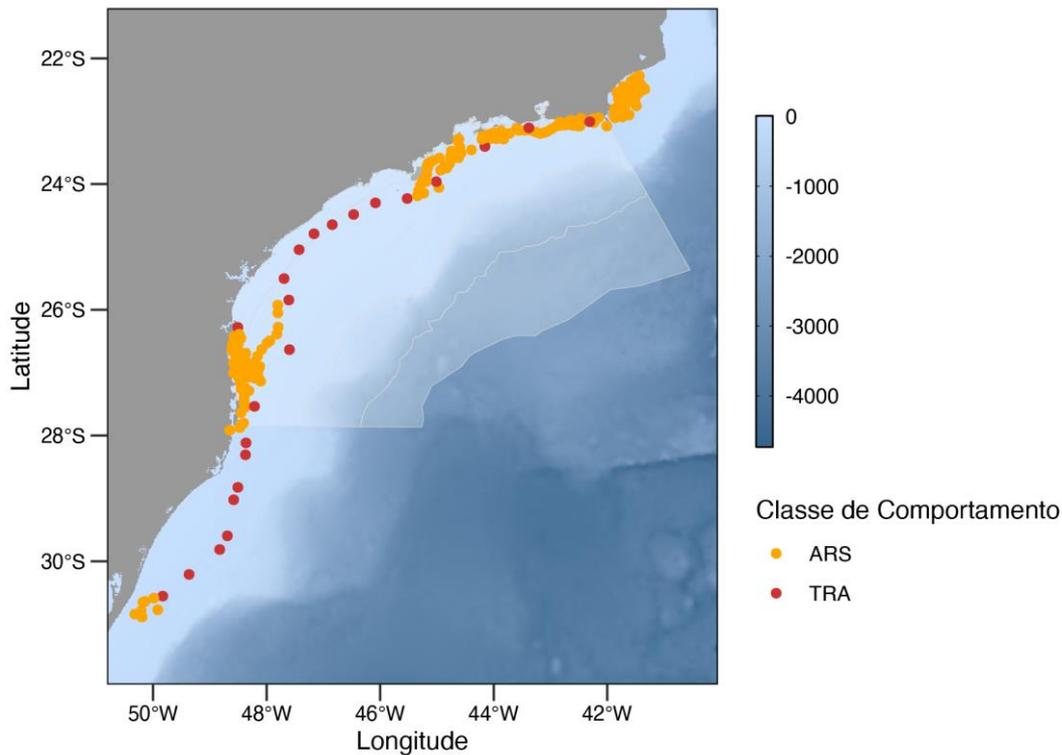


Figura V.2.1-22: Movimentos de *Tursiops truncatus* na Bacia de Santos obtidos para 10 indivíduos marcados com transmissor satelital. Estados comportamentais estimados pelo modelo hierárquico de estado-espço: TRA = *Transiting* (deslocamento); ARS = *area restricted-search*.

Todas as reavistagens de fotoidentificação mostraram movimentos no sentido norte-sul ocorrendo justamente dentro das áreas de maior intensidade de uso identificadas pela telemetria satelital, que são a região entre o sul do Rio de Janeiro e o norte de São Paulo e o Paraná e o norte de Santa Catarina. No entanto, alguns indivíduos fotoidentificados nas áreas 1 e 2 e reavistados na área 3 sugerem um movimento semelhante ao registrado pelo PTT 161636, ou seja, cruzando a região entre as áreas de maior intensidade de uso. Caso o padrão

de movimento, em termos sazonais e direcionais, se repita em anos seguintes, ele deve indicar um evento condicionado ao movimento de presas específicas.

Tursiops truncatus é uma espécie de ampla distribuição. Ela ocorre em águas tropicais e temperadas e ocupa uma variedade de habitats, incluindo águas pelágicas, baías costeiras e estuários ao longo de toda a sua distribuição. No Brasil, a espécie está distribuída de forma contínua ao longo da costa de Santa Catarina e Rio Grande do Sul, onde a subespécie costeira (*T.t. gephyreus*) forma populações residentes em quatro diferentes sistemas estuarinos, desde Laguna (SC), até a Lagoa dos Patos (RS) (SIMÕES-LOPES; FABIÁN, 1999; FRUET et al., 2014), que são as mais conhecidas em todo o Atlântico Sul Ocidental.

A fotoidentificação ajudou a descrever movimentos de indivíduos do ecótipo costeiro a uma distância de até 314 km, entre o Rio Grande do Sul e Santa Catarina (SIMÕES-LOPES; FABIÁN, 1999). No litoral do Rio de Janeiro, houve o registro do deslocamento de oito indivíduos por uma distância de 100 km ao longo da costa (LODI et al., 2008). Ao norte da Ilha de Santa Catarina (SC), também há registros de grupos com até 200 indivíduos próximos à costa (WEDEKIN et al., 2008). As reavistagens aqui apresentadas reforçam esses longos movimentos. Já a região oceânica proporciona registros pontuais de ocorrência da espécie, não havendo informações disponíveis sobre os padrões de distribuição e movimento de tais populações (WEDEKIN et al., 2014). No entanto, este relatório apresenta a reavistagem, com intervalo de tempo considerável, de três indivíduos em uma área oceânica, nas proximidades do talude, sugerindo uma possível utilização recorrente de áreas com alta disponibilidade de recurso.

Movimentos de *Stenella frontalis*

Até o momento ocorreram 25 reavistagens de *Stenella frontalis*. O agrupamento realizado pelo algoritmo *k-means* sugere a separação das reavistagens em duas áreas e indica um padrão de reavistagens nas proximidades de Ilha Grande (RJ; área 1), 2 nas proximidades da Ilha de São Sebastião (SP; área 2) (**Figura V.2.1-23**), com muitas reavistagens entre essas

duas áreas sugerindo movimentos constantes nessa faixa de costa. Esses resultados indicam que na área 2, nas proximidades da Ilha de São Sebastião (SP), ocorre uma (ou mais) provável unidade populacional costeira, com algum grau de residência e/ou fidelidade a esta área, com movimentos frequentes um pouco ao norte (área 1) e ao sul. Esse padrão reforça a ideia de uma relação da espécie, ou de uma população específica, com o ambiente costeiro (MORENO et al., 2005). No entanto, ao observar os registros de ocorrência da espécie pelo PMC-BS, nota-se uma distribuição ampla ao longo de toda a Bacia de Santos, o que poderia sugerir algum grau de estruturação populacional com unidades costeiras e oceânicas. No entanto, análises genéticas de amostras do PMC-BS, por ora, sugerem uma única população de *S. frontalis* na Bacia de Santos.

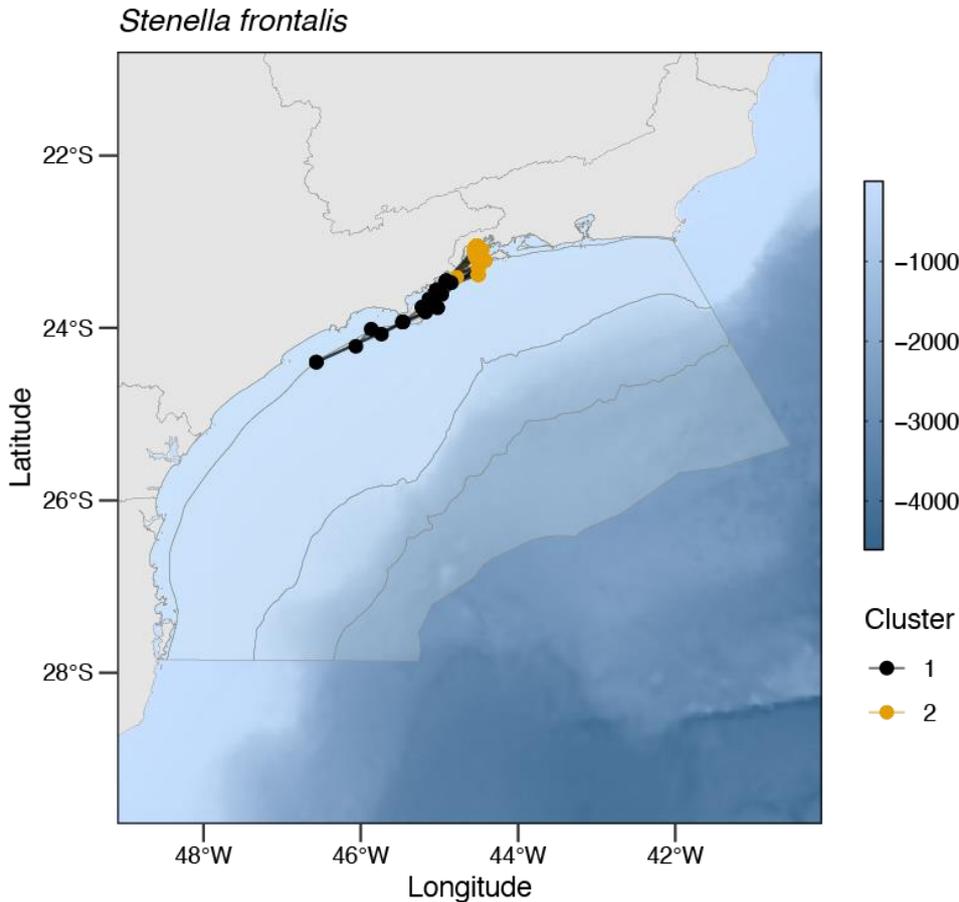


Figura V.2.1-23: Localização das reavistagens de *Stenella frontalis* com representação de movimentos mínimos entre registros e dos agrupamentos identificados pelo k-means.

V.2.2 Estrutura Genética Populacional

Embora não existam barreiras físicas óbvias nos oceanos que impeçam o fluxo gênico e a maioria dos cetáceos possuam alta capacidade de dispersão, várias espécies possuem maior estrutura populacional do que seria esperado devido à adaptação e evolução a diferentes habitats ou mesmo em simpatria como resultado de especializações alimentares. A identificação de populações distintas de cetáceos é fundamental para definir estratégias adequadas de proteção e manejo para as populações consideradas Unidades Evolutivamente Significativas (*Evolutionarily Significant Unit - ESU*).

A genética molecular tem sido amplamente utilizada para análise de estrutura populacional em cetáceos, sendo de grande importância para identificar unidades de conservação e estimar fluxo gênico entre as populações (HOELZEL, 2002). Portanto, a técnica pode auxiliar na avaliação da estrutura populacional das diferentes espécies de cetáceos da Bacia de Santos, e consequentemente fornecer informações importantes sobre ocorrência, distribuição e uso de habitat.

A estrutura genética populacional foi investigada para as três espécies (*T. truncatus*, *S. frontalis* e *S. longirostris*) com maior número amostral ao longo dos sete anos do PMC-BS, sendo que *T. truncatus* e *S. frontalis* foram amostradas tanto em áreas costeiras quanto em áreas oceânicas. A estrutura populacional e as relações filogenéticas entre as baleias-sei (*B. borealis*) amostradas na Bacia de Santos, Oceano Atlântico Sul Ocidental, e a população de *B. borealis* do Oceano Atlântico Norte também foram investigadas.

Golfinho-nariz-de-garrafa, *Tursiops truncatus*

O golfinho-nariz-de-garrafa foi a segunda espécie com maior amostragem (n = 106) ao longo dos sete anos do PMC-BS, e uma das únicas que possui dados genéticos publicados no Brasil para comparação. Os ecótipos costeiro e oceânico de *T. truncatus* no Oceano Atlântico Sul Ocidental são diferenciados geneticamente e morfologicamente, e recentemente foram validados como duas subespécies diferentes (COSTA et al., 2016; 2021). O golfinho-nariz-de-garrafa (*T. truncatus truncatus*), conhecido como ecótipo oceânico, possui uma

coloração mais escura e a nadadeira dorsal mais falcada, enquanto o boto-de-Lahille (*T. truncatus gephyreus*), considerado anteriormente como ecótipo costeiro, é maior e possui um rostro mais longo (SIMÕES-LOPES et al., 2019).

Enquanto o ecótipo costeiro ou boto-de-Lahille tem uma distribuição restrita às águas rasas (< 20 metros) do litoral sul do Brasil (acima de 25°S) e estão associados à foz dos rios, estuários e lagoas, o ecótipo oceânico tem uma ampla distribuição, incluindo águas costeiras (~ 30 metros) e profundas (> 150 metros), até a quebra da plataforma continental (> 100 km) (LAPORTA et al., 2016; FRUET et al., 2017; SIMÕES-LOPES et al., 2019). No entanto, os dois ecótipos vivem em simpatria nas águas do Sul do Brasil (26°S - 34°S).

Nas campanhas do PMC-BS, embora a maioria dos indivíduos de *T. truncatus* tenha sido amostrada mais próximo à costa (n = 79), em profundidades menores que 60 metros, e o restante (n = 27) amostrado em áreas oceânicas, no talude continental (**Figura V.2.2-1**), os indivíduos apresentaram uma morfologia característica do ecótipo oceânico ou subespécie *T. truncatus truncatus*, com a coloração mais escura, a nadadeira dorsal falcada e o rostro mais curto (SIMÕES-LOPES et al., 2019).

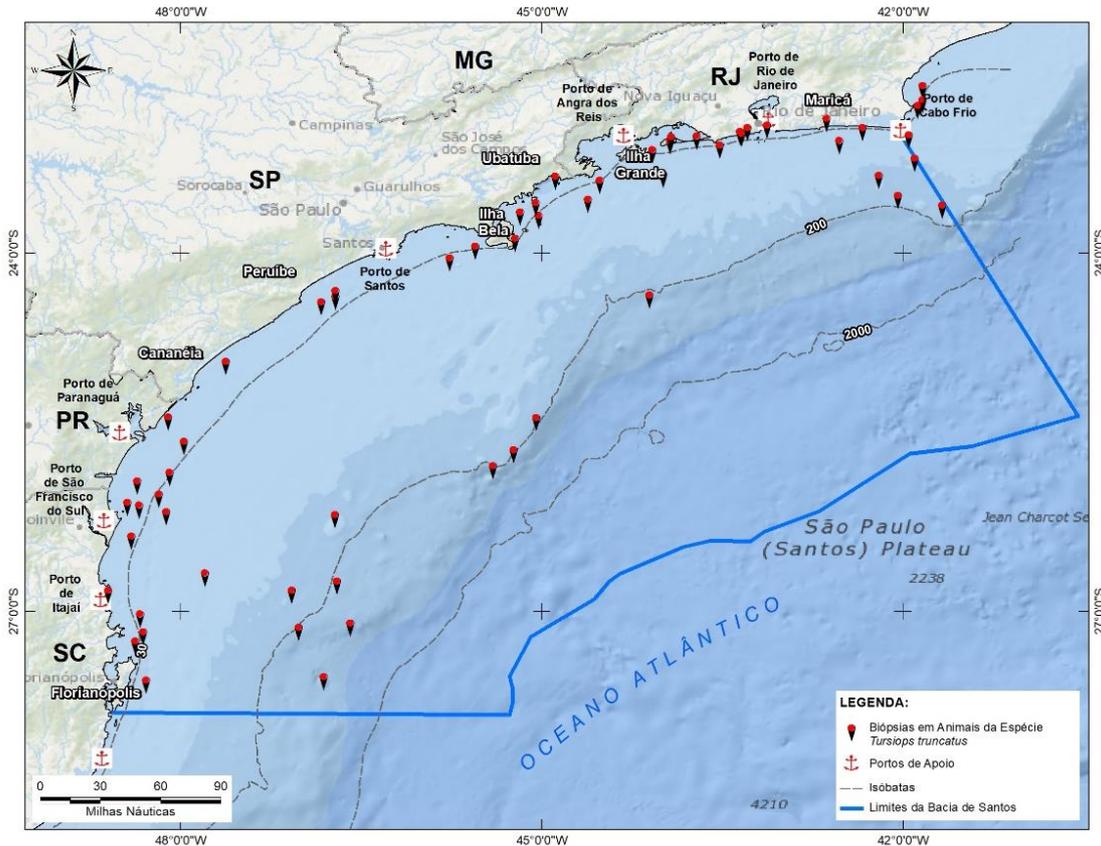


Figura V.2.2-1: Locais de coleta de biópsia de indivíduos de *Tursiops truncatus* na Bacia de Santos.

Para confirmar o ecótipo ou subespécie dos indivíduos de *T. truncatus* amostrados na Bacia de Santos, os 19 haplótipos da região controle do DNAm_t encontrados em 103 indivíduos foram comparados com os haplótipos (números de acesso no GenBank: MF405801 - MF405833; KC896604 e KC896608; MK610131 - MK610239; MK105857 - MK105886) reportados em estudos genéticos que englobam amostras das duas subespécies no Brasil, além de amostras de *T. truncatus truncatus* da Bacia de Campos e Santos, do Nordeste, e da população oceânica do Arquipélago de São Pedro e São Paulo (ASPSP) (CASTILHO et al., 2015; FRUET et al., 2017; OLIVEIRA et al., 2019; COSTA et al., 2021).

Primeiramente, as sequências foram encurtadas em 398 pares de bases e foram comparadas com os 33 (MF405801 - MF405833) e 30 haplótipos (MK105857 - MK105886) encontrados nas duas subespécies reportados por Fruet et al. (2017) e Costa et al. (2021), respectivamente, e dois haplótipos

(KC896604 e KC896608) de *T. truncatus truncatus* encontrados na população do ASPSP (CASTILHO et al., 2015). O alinhamento das 168 sequências (103 sequências da Bacia de Santos, 33 e 30 haplótipos do Sul-Sudeste do Brasil, e 2 haplótipos do ASPSP) resultou em 48 haplótipos. Nove haplótipos foram compartilhados entre os indivíduos da Bacia de Santos e aqueles encontrados em *T. truncatus truncatus*, sendo que cinco desses haplótipos (haplótipos respectivamente de Fruet et al. (2017) e Costa et al. (2021), que colapsaram com o encurtamento da sequência: MF405815 e MK105864; MF405816, MK105865 e MK105879; MF405822, MK105871 e MK105881; MF405813 e MK105862; MF405820 e MK105866) foram encontrados em indivíduos de ambos os estudos. Três haplótipos (MF405812; MF405817; MF405818) foram encontrados nos *T. truncatus truncatus* do estudo de Fruet et al. (2017) e um haplótipo (MK105885) encontrado nos indivíduos da subespécie do estudo de Costa et al. (2021). Não houve compartilhamento entre as outras sequências da Bacia de Santos e os haplótipos do ecótipo costeiro ou subespécie *T. truncatus gephyreus*.

Posteriormente, todas as 168 sequências foram encurtadas em 317 pares de bases e foram comparadas com 32 haplótipos (MK610131 - MK610239) reportados por Oliveira et al. (2019), que engloba amostras dos dois ecótipos. O alinhamento das 200 sequências (103 sequências da Bacia de Santos, mais 33, 30, 2 e 32 haplótipos reportados nos estudos anteriores) resultou em 69 haplótipos. Uma rede de haplótipos (*network*) *median-joining* (MJ) foi construída para avaliar as relações filogenéticas dos 69 haplótipos usando o programa NETWORK 10.2.0.0 (BANDELT et al., 1999). Dez haplótipos encontrados nos indivíduos amostrados na Bacia de Santos foram compartilhados com aqueles encontrados no ecótipo oceânico (**Figura V.2.2-2**), indicando que os indivíduos de *T. truncatus* amostrados tanto na área costeira quanto oceânica da Bacia de Santos pertencem à subespécie *T. truncatus truncatus*.

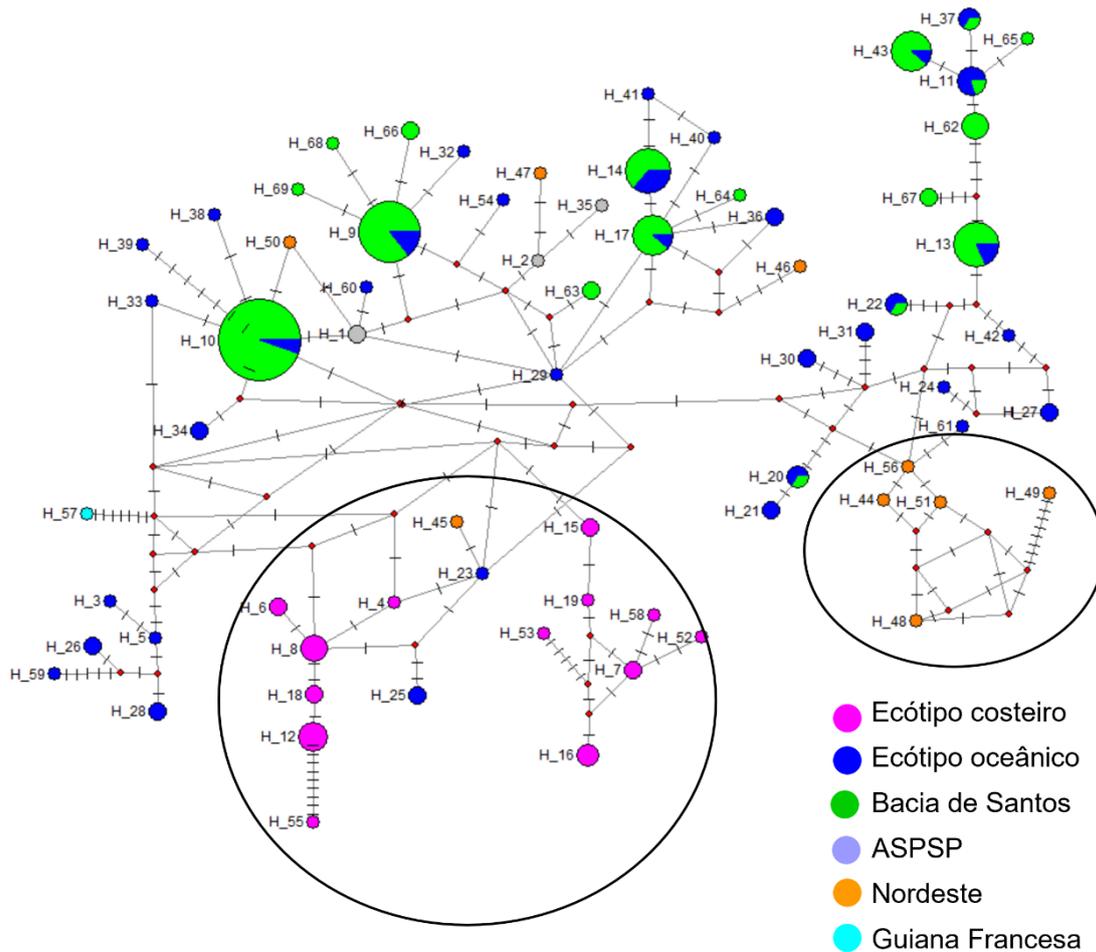


Figura V.2.2-2: Rede de haplótipos median-joining das 200 sequências (317 pares de base) da região controle do DNAmT de *Tursiops truncatus* do Oceano Atlântico Sul Ocidental. Os círculos representam os 69 haplótipos encontrados e seus tamanhos são proporcionais à frequência de haplótipos sobre os 103 indivíduos amostrados na Baía de Santos e os haplótipos dos ecótipos costeiro e oceânico, e encontrados nos indivíduos amostrados no Nordeste e Guiana Francesa, publicados no GenBank. Os traços representam os passos mutacionais entre os haplótipos, enquanto os pontos vermelhos representam os haplótipos extintos ou não amostrados. As elipses separam dois grupos, um com os 13 haplótipos do ecótipo costeiro ou subespécie *Tursiops truncatus gephyreus* e outro com 5 haplótipos do Nordeste.

No entanto, para avaliar se existe uma estrutura populacional entre os indivíduos costeiros e oceânicos de *T. truncatus truncatus* dentro da Baía de Santos, a diferenciação genética populacional foi estimada através dos índices

F_{ST} e Φ_{ST} (WEIR; COCKERHAM, 1984) para as sequências da região controle do DNAm e F_{ST} para os loci de microssatélites usando o programa ARLEQUIN 3.5 (EXCOFFIER; LISCHÉ, 2010). Todas as análises foram realizadas com 10.000 permutações. Embora os dois índices para DNAm tenham apresentado baixa diferenciação genética ($F_{ST} = 0,013$, $P = 0,136$; $\Phi_{ST} = 0,021$, $P = 0,103$) entre os indivíduos costeiros e oceânicos, a diferenciação não foi significativa. Já a análise dos loci de microssatélites também evidenciou uma baixa diferenciação ($F_{ST} = 0,019$, $P = 0,000$), mas significativa, entre os *T. truncatus truncatus* costeiros e oceânicos.

Adicionalmente, uma abordagem de agrupamento Bayesiano implementada no programa STRUCTURE 2.3.3 (PRITCHARD et al., 2007) foi utilizada para avaliar a existência de estruturação genética e o provável número de populações (K) de *T. truncatus truncatus* na Baía de Santos usando os loci de microssatélites. Primeiro, foram realizadas cinco corridas independentes para cada número de agrupamento (K) entre 1 e 4, com nenhuma informação sobre local de amostragem, usando os modelos de "admixture" e "correlated allele frequencies", com eliminação das 500.000 primeiras iterações (burn-in) e uma amostragem de 1.000.000 iterações na Cadeia de Markov. Uma segunda série de análises foi realizada usando os mesmos parâmetros, mas com a informação sobre o local de amostragem, separando indivíduos amostrados em áreas costeiras (n = 79) daqueles amostrados em áreas oceânicas (n = 26), para auxiliar na identificação de agrupamentos.

Os resultados gerados foram processados no STRUCTURE HARVESTER 0.6.94 (EARL; VONHOLDT, 2012), que determina o melhor número de agrupamentos usando o método de Evanno (EVANNO et al., 2005). Os múltiplos resultados gerados pelo STRUCTURE foram resumidos no CLUMPP (JAKOBSSON; ROSENBERG, 2007) e exibidos graficamente pelo DISTRUCT (ROSENBERG, 2004).

Embora os resultados do STRUCTURE, com e sem informação sobre local de amostragem, tenham apresentado a maior probabilidade posterior (Mean LnP(K) = -3465) de K = 1, indicando uma única população de *T. truncatus truncatus* na Baía de Santos, esses resultados não foram corroborados pelo método ΔK de Evanno, que favoreceu K = 2 na análise sem a informação sobre

a origem das amostras, e $K = 3$ na análise com informação sobre o local de amostragem (**Figura V.2.2-3**). Além disso, a maioria dos indivíduos oceânicos exibiram altos valores de atribuição ($> 95\%$) para um único grupo no gráfico para $K = 2$ e $K = 3$. Enquanto a maioria dos indivíduos costeiros apresentaram aproximadamente 75% dos valores de atribuição para um segundo grupo e compartilharam 25% com os oceânicos para $K = 2$, para $K = 3$ a maioria exibiu 95% dos valores de atribuição para um grupo e 10 indivíduos apresentaram de 20 a 80% dos valores de atribuição a um terceiro grupo (**Figura V.2.2-4**). Esses 10 indivíduos foram amostrados em cinco localizações (nas proximidades de Florianópolis, Joinville, Peruíbe, Ilha Bela e Ilha Grande) diferentes na costa.

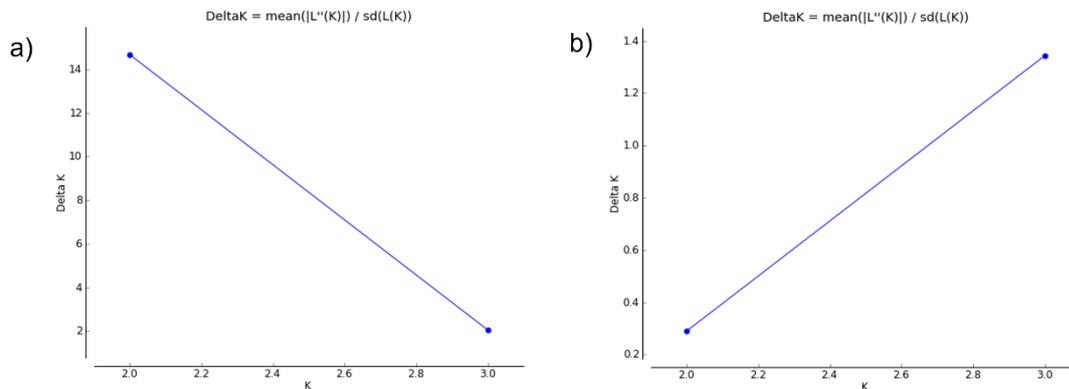


Figura V.2.2-3: ΔK calculado usando STRUCTURE HARVESTER para agrupamentos de 1 a 4 dos *Tursiops truncatus truncatus* da Baía de Santos. a) sem informação sobre local de amostragem e b) com informação sobre local de amostragem.

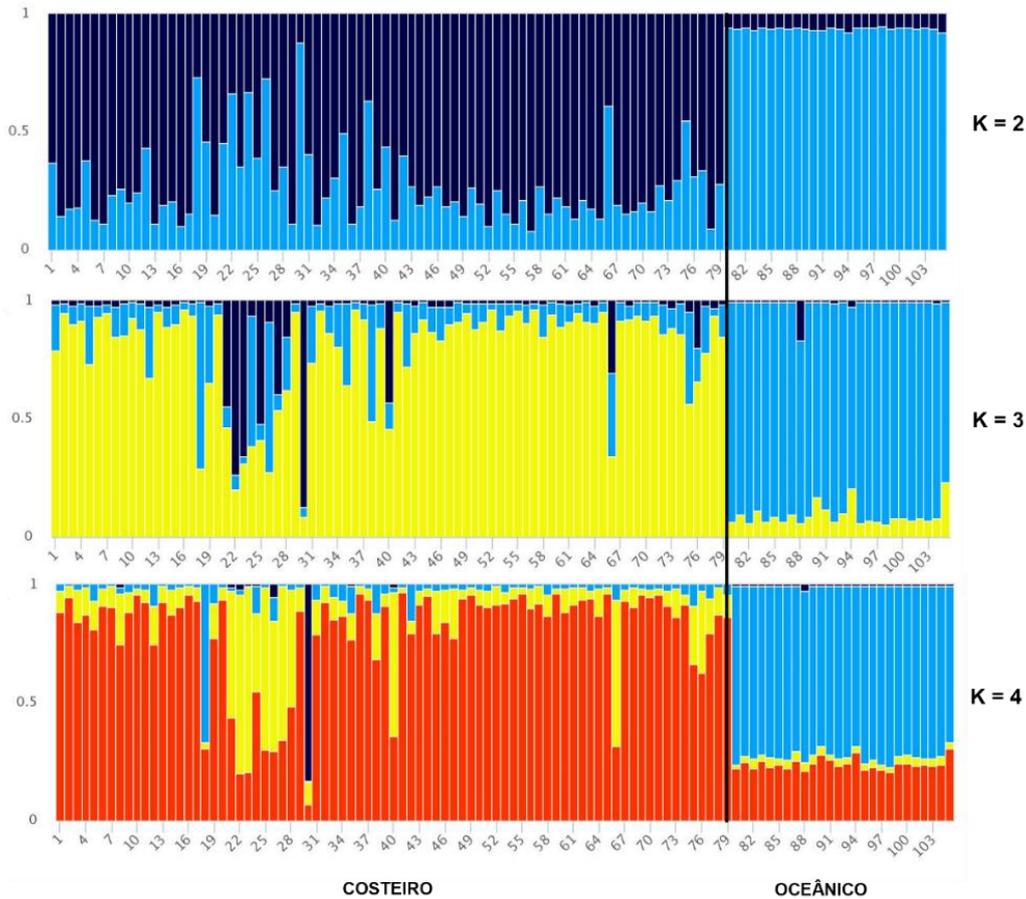


Figura V.2.2-4: Gráfico do STRUCTURE com a proporção de associação de cada indivíduo de *Tursiops truncatus truncatus* a cada agrupamento para $K = 2$ a $K = 4$ com o local de amostragem na Bacia de Santos informado (costeiro x oceânico). Cada indivíduo é representado por uma barra vertical dividida em segmentos coloridos com o comprimento indicando o coeficiente de associação a cada agrupamento.

Conforme relatado no 6º Relatório Anual do PMC-BS (PETROBRAS, 2021c), os resultados do STRUCTURE apresentaram uma discrepância que pode ser causada por uma subestruturação nos indivíduos costeiros, como indicada pelo método ΔK de Evanno com ($K = 3$) e sem informação ($K = 2$) sobre local de amostragem, e pelo gráfico com os valores de atribuição para $K = 3$. Mas pode também ser falha do STRUCTURE (estimando $K = 1$ pelo Mean $\text{LnP}(K)$) para detectar diferenças entre os indivíduos costeiros e oceânicos devido à baixa diferenciação genética nuclear, pois o programa não detecta estrutura de população fraca ($F_{ST} < 0,02$). No entanto, embora tenha sido

encontrada diferenciação genética somente para os loci nucleares entre os *T. truncatus* da Bacia de Santos, que deve ser resultado de um isolamento por distância, o baixo valor de F_{ST} para os microssatélites e a dificuldade para detectar estruturação pelo STRUCTURE sugerem que um fluxo gênico ocorre entre os grupos costeiros e oceânicos.

Os resultados apresentados neste relatório anual do PMC-BS confirmam que os indivíduos de *T. truncatus* amostrados na Bacia de Santos pertencem ao ecótipo oceânico ou subespécie *T. truncatus truncatus*, que apresenta maior diversidade genética e menor diferenciação genética do que o ecótipo costeiro, no qual as populações são restritas às águas rasas (< 20 metros). Além disso, a fraca diferenciação genética nuclear encontrada nos indivíduos do ecótipo oceânico da Bacia de Santos corrobora um estudo recente, no qual houve subdivisão do grupo de *T. t. truncatus*, mas os autores não encontraram consistência na atribuição dos indivíduos nos programas STRUCTURE e TESS (COSTA et al., 2021). Da mesma forma, a fraca estruturação genética do ecótipo oceânico corrobora os dados sobre movimentos da espécie por transmissores satelitais e fotoidentificação (ver item **V.2.1 Movimentos**), que indicaram deslocamentos latitudinais de longa distância ao longo da costa sul e sudeste do Brasil.

Esses resultados são importantes para a compreensão da estrutura genética populacional de *T. t. truncatus* na Bacia de Santos. Portanto, o monitoramento a longo prazo, com constante amostragem, aumentando principalmente o n amostral da região oceânica, e análises mais robustas vão aprimorar os resultados em escala mais fina e permitir uma avaliação mais completa do *status* dessa subespécie na Bacia de Santos.

Golfinho-pintado-do-Atlântico, Stenella frontalis

Ao longo dos sete anos do PMC-BS, o golfinho-pintado-do-Atlântico foi a espécie com maior amostragem (n = 142), sendo que 75 indivíduos foram amostrados mais próximos à costa (profundidade abaixo de 80 metros) e 67 indivíduos em áreas oceânicas (profundidades de ~ 100 a 200 metros) (**Figura V.2.2-5**). Essa espécie é endêmica das águas tropicais e temperadas quentes do Oceano Atlântico. Embora durante a última década a espécie venha sendo

bem estudada no Oceano Atlântico Norte, existe uma carência de informações sobre a espécie e sobre quantas populações existem em toda a sua área de distribuição no Oceano Atlântico Sul.

No oeste do Oceano Atlântico Norte, dois morfotipos distintos de *S. frontalis* são encontrados: indivíduos costeiros são grandes e mais pintados, enquanto os indivíduos oceânicos são menores e quase não tem manchas. No entanto, os golfinhos-pintados-do-Atlântico das ilhas dos Açores e Madeira são similares ao morfotipo oceânico do oeste do Atlântico Norte (PERRIN et al., 1987). Estudos moleculares recentes demonstraram uma alta diferenciação genética entre os dois morfotipos, podendo até mesmo ser considerados subespécies (VIRICEL; ROSEL, 2014). Além disso, para o morfotipo costeiro foram identificadas três subpopulações: uma do oeste do Atlântico Norte, uma do oeste do Golfo do México e outra do leste do Golfo do México. Por outro lado, nenhuma diferenciação genética foi encontrada entre os *S. frontalis* do morfotipo oceânico do oeste do Atlântico Norte e dos Açores, que estão separados por aproximadamente 4500 km (VIRICEL; ROSEL, 2014).

No Atlântico Sul Ocidental, a distribuição dos golfinhos-pintado-do-Atlântico é descontínua com ocorrência na costa e no Talude, com profundidade variando entre 20 e 200 metros, além de registros na isóbata de 1000 metros ou mais. Além disso, no Brasil existem duas regiões de concentração com uma descontinuidade (entre 6°S e 18°S) entre elas: uma no Sul-Sudeste entre 21°S e 33°S, separada da outra ao norte por mais de 1.300 km (MORENO et al., 2005). Foi sugerido que a população no Sul-Sudeste (21-33°S) está reprodutivamente isolada das populações no Nordeste do Brasil e no Caribe. De fato, análises genéticas indicaram diferenciação entre as populações do Sul-Sudeste do Brasil e do Caribe (CABALLERO et al., 2013). Além disso, em um estudo recente, dois indivíduos do Norte-Nordeste do Brasil foram mais geneticamente relacionados com aqueles do Caribe do que com aqueles do Sul-Sudeste do Brasil (DO AMARAL et al., 2021). Embora esses estudos sugiram um isolamento reprodutivo relativamente forte para essa população do Sul-Sudeste, não se sabe se existe diferenciação genética populacional entre os indivíduos costeiros e oceânicos da região como ocorre no oeste do Atlântico Norte.

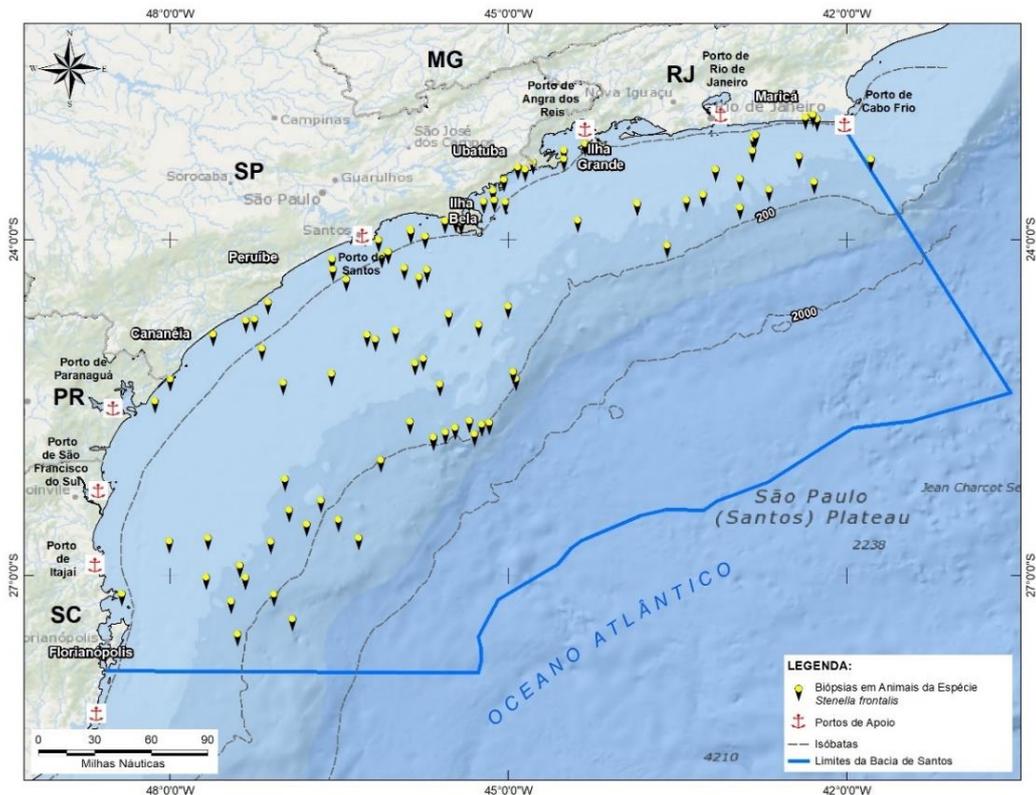


Figura V.2.2-5: Locais de coleta de biópsia de indivíduos de *Stenella frontalis* na Bacia de Santos.

Um total de 17 haplótipos da região controle de DNAm_t foi encontrado em 142 indivíduos e, para avaliar suas relações filogenéticas e frequências relativas, foi construída uma rede de haplótipos (*network*) *median-joining* (MJ) usando o programa NETWORK 10.2.0.0. Dos 17 haplótipos, cinco foram exclusivos de cinco indivíduos costeiros, três foram exclusivos de quatro indivíduos oceânicos, e nove foram compartilhados entre ambos, sendo que três (H_2, H_3 e H_5) apresentaram uma frequência maior de indivíduos oceânicos e três (H_7, H_8, H_9) uma frequência maior de indivíduos costeiros (**Figura V.2.2-6**).

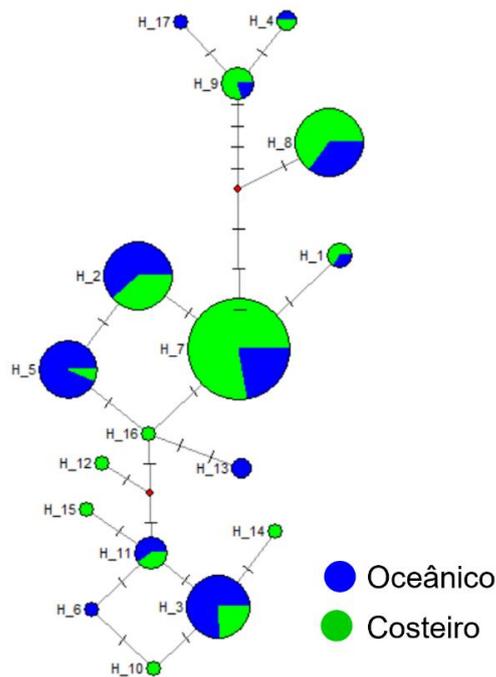


Figura V.2.2-6: Rede de haplótipos median-joining das sequências (685 pares de base) da região controle do DNAmT de *Stenella frontalis* da Bacia de Santos. Os círculos representam os 17 haplótipos encontrados, e seus tamanhos são proporcionais à frequência de haplótipos sobre os 142 indivíduos amostrados. Os traços representam os passos mutacionais entre os haplótipos, enquanto os pontos vermelhos representam os haplótipos extintos ou não amostrados.

Para investigar as relações filogenéticas dos *S. frontalis* amostrados na Bacia de Santos com as populações da espécie no Atlântico Norte e Caribe, e com a população Sul-sudeste e Nordeste do Brasil, os 17 haplótipos encontrados em 142 indivíduos foram comparados com 133 haplótipos (números de acesso no GenBank: KC204733 - KC204740; EF682650 - EF682840; GQ504170 - GQ504195; JX414567 - JX414596; MN339200 - MN339279) reportados em estudos genéticos englobando amostras das populações do leste (Arquipélago de Madeira, Arquipélago dos Açores e Ilhas Canárias) e oeste do Atlântico Norte (Bahamas, leste e oeste do Golfo do México, *Mid Atlantic Bight* e *South Atlantic Bight*), do Caribe, e do Sul-Sudeste e Nordeste do Brasil (KINGSTON et al., 2009; QUEROIUL et al., 2010; CABALLERO et al., 2013; VIRICEL; ROSEL,

2014; DO AMARAL et al. 2021).

O alinhamento (685 pares de bases) dos 17 haplótipos da Bacia de Santos foi encurtado para 343 pares de bases para incluir as sequências dos 133 haplótipos publicados. Esse alinhamento de 150 sequências resultou em 113 haplótipos definidos por 67 sítios polimórficos. Dezesesseis dos 17 haplótipos (685 pares de base) encontrados nos *S. frontalis* da Bacia de Santos colapsaram em sete dos haplótipos devido à região consenso mais curta (343 pares de base). Portanto, dos oito haplótipos encontrados nos golfinhos-pintados-do-Atlântico da Bacia de Santos, somente um foi exclusivo da região, dois foram compartilhados com os haplótipos encontrados no Sul-Sudeste do Brasil e cinco foram compartilhados com os haplótipos encontrados no Brasil, Arquipélago dos Açores, leste do Golfo do México e *South Atlantic Bight*.

O compartilhamento de haplótipos entre os indivíduos amostrados na Bacia de Santos e aqueles amostrados em águas costeiras e oceânicas de todas essas localidades sugere que a população de *S. frontalis* da Bacia de Santos faz parte de uma grande população panmítica. No entanto, Viricel & Rosel (2014) encontraram cinco haplótipos compartilhados entre os morfotipos da plataforma continental e oceânico, e sugerem que esses haplótipos são ancestrais e ainda não alcançaram uma "*complete lineage sorting*", que significa a segregação completa desses haplótipos dentro das linhagens. Além disso, com o encurtamento das sequências da região controle do DNAm se perde informação e faz com que alguns haplótipos colapsem em outros. Portanto, quanto mais longa a sequência analisada mais confiável é o resultado da análise.

Adicionalmente, a relação ancestral entre esses 113 haplótipos de DNAm encontrados nos dois oceanos foi avaliada através de uma árvore filogenética (dado não apresentado), construída usando o método de máxima verossimilhança implementado no programa MEGA 7.0.18 (TAMURA et al., 2013). O modelo *Kimura's 2-parameter* foi selecionado, e a árvore consenso e o suporte para cada nó foram inferidos por 10.000 réplicas de amostragem (FELSENSTEIN, 1985). Na análise filogenética, os haplótipos de *S. frontalis* de ambos os oceanos não formaram clados separados, nem distinguiu os golfinhos-pintados-do-Atlântico do morfotipo costeiro e oceânico do Atlântico Norte, nem ambos morfotipos dos indivíduos da espécie com os indivíduos do Atlântico Sul

Ocidental. Essa ausência de monofilia recíproca e a presença de haplótipos compartilhados pode ser o resultado de divergência recente e/ou um grande tamanho de população ancestral em vez de fluxo gênico. No entanto, a incapacidade de fazer diferenciação entre esses três grupos também pode ser devido à baixa eficácia da análise associada ao pequeno fragmento da região controle do DNAm_t, e o uso de sequências mais longas ou genomas mitocondriais inteiros pode melhorar a resolução filogenética.

Para avaliar se existe uma diferenciação genética populacional entre os indivíduos costeiros e oceânicos dentro da Baía de Santos, os índices F_{ST} e Φ_{ST} foram estimados para as sequências da região controle do DNAm_t e o F_{ST} para os loci de microssatélites usando o programa ARLEQUIN 3.5. Todas as análises foram realizadas com 10.000 permutações. Uma diferenciação significativa moderada ($F_{ST} = 0,087$, $P = 0,000$; $\Phi_{ST} = 0,060$, $P = 0,001$) para o DNAm_t foi encontrada entre os indivíduos costeiros e oceânicos. Para os loci de microssatélites, também foi encontrada uma diferenciação significativa ($F_{ST} = 0,007$, $P = 0,000$) entre os *S. frontalis* costeiros e oceânicos, mas bem mais fraca do que aquela obtida com o DNAm_t.

Adicionalmente, a existência de estruturação genética e o provável número de populações (K) de *S. frontalis* na Baía de Santos foram avaliados usando os loci de microssatélites por meio da análise bayesiana no programa STRUCTURE 2.3.3. Cinco corridas independentes para cada agrupamento (K entre 1 e 4) foram realizadas usando os mesmos parâmetros, modelos e comprimento descritos acima para *T. truncatus*. Da mesma forma, uma segunda análise foi realizada com informação prévia sobre local de amostragem, separando indivíduos amostrados em áreas costeiras (n = 75) daqueles amostrados em áreas oceânicas (n = 67). Os resultados gerados foram processados no STRUCTURE HARVESTER, resumidos no CLUMPP e exibidos graficamente pelo DISTRUCT.

Embora os resultados das análises com e sem informação sobre local de amostragem tenham apresentado a maior probabilidade posterior (Mean LnP(K) = -5752 e -5616, respectivamente) para K = 4 de *S. frontalis* na Baía de Santos, o método ΔK de Evanno indicou duas populações (K = 2) (**Figura V.2.2-7**) em ambas as análises. No entanto, não houve diferença nos valores de atribuição

entre os indivíduos oceânicos e costeiros no gráfico para $K = 2$ (**Figura V.2.2-8**). Para $K = 3$, os indivíduos costeiros foram misturados em três grupos, cada um apresentando aproximadamente 75% dos valores de atribuição a um determinado grupo e compartilhando 25% com outro grupo (**Figura V.2.2-8**).

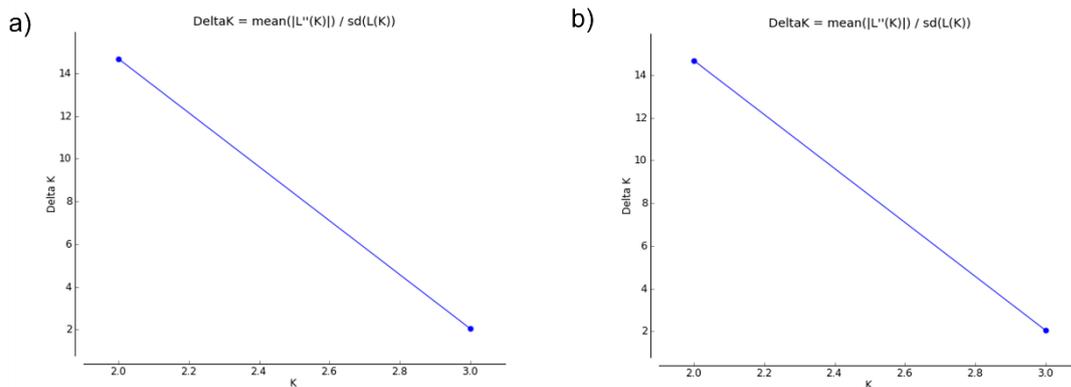


Figura V.2.2-7: ΔK calculado usando STRUCTURE HARVESTER para agrupamentos de 1 a 4 dos ***Stenella frontalis*** da Baía de Santos. a) sem informação sobre local de amostragem e b) com informação sobre local de amostragem.

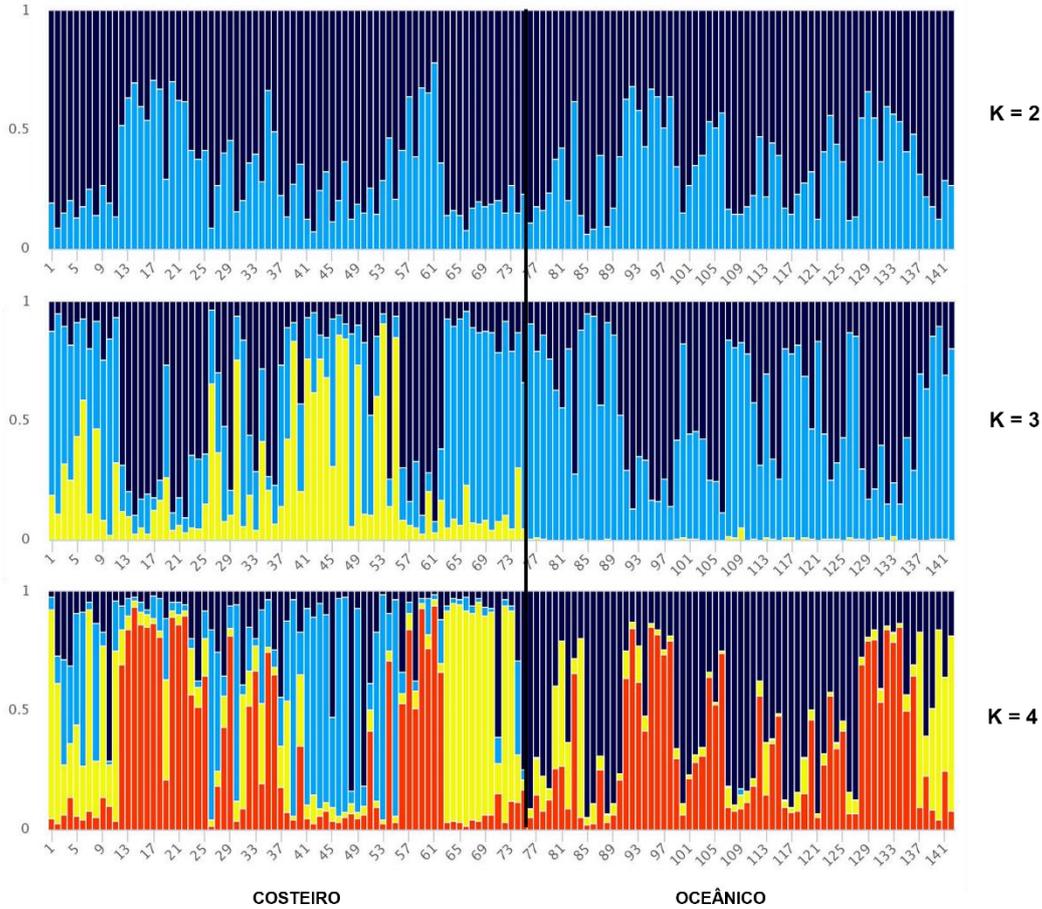


Figura V.2.2-8: Gráfico do STRUCTURE com a proporção de associação de cada indivíduo de *Stenella frontalis* a cada agrupamento para $K = 2$ a $K = 4$ com o local de amostragem na Bacia de Santos informado (costeiro x oceânico). Cada indivíduo é representado por uma barra vertical dividida em segmentos coloridos com o comprimento indicando o coeficiente de associação a cada agrupamento.

Embora o STRUCTURE tenha apresentado uma discrepância nos resultados, uma diferenciação genética nuclear fraca foi encontrada entre os indivíduos costeiros e oceânicos. Além disso, Waples & Gaggiotti (2006) indicaram que o programa falha ao detectar mais de um agrupamento quando o grau de divergência genética populacional é inferior a 0,025, o que corresponde a 10 migrantes por geração. De fato, a diferenciação genética muito mais baixa baseada nos loci de microsatélites sugere um fluxo gênico recente realizado principalmente pelos machos.

Recentemente, um dos únicos estudos genéticos para os golfinhos-pintados-do-Atlântico do Sul-Sudeste do Brasil encontrou maiores valores da

distância genética de Nei (*Nei's dA*) em quase todas as comparações entre essa população e as populações do Atlântico Norte e Caribe, sugerindo um isolamento reprodutivo relativamente forte dessa população (DO AMARAL et al., 2021). Os autores destacam que a Bacia de Santos (entre 23°S e 28°S) deve ser o principal habitat dessa população no Brasil e que do ponto de vista conservacionista merece especial atenção. No entanto, nesse estudo não foram incluídas amostras dos indivíduos amostrados em áreas oceânicas (entre 100 e 200 metros).

Portanto, considerando a escassez de dados sobre *S. frontalis* no Atlântico Sul Ocidental, os resultados apresentados neste relatório anual do PMC-BS, apesar de preliminares, são importantes para a compreensão da estrutura genética populacional da espécie na Bacia de Santos. E uma constante amostragem com o aumento do n amostral a longo prazo permitirá análises mais robustas e resultados mais acurados para a espécie.

*Baleia-sei, **Balaenoptera borealis***

A baleia-sei foi a espécie de mysticeto com maior amostragem (n = 37) durante os sete anos do PMC-BS (**Figura V.2.2-9**). O ciclo anual migratório da baleia-sei entre as baixas e altas latitudes é similar ao padrão migratório anual da maioria dos mysticetos, com uma separação antitropical temporal entre populações em diferentes hemisférios. Portanto, a população de cada bacia oceânica deve representar um estoque distinto ou mesmo subespécie diferente.

Um estudo genético comparando as populações de baleia-sei dos Oceanos Atlântico Norte e Pacífico Norte, baseado na genealogia das sequências da região controle do DNAm_t, apresentou uma clara divisão dos haplótipos em dois clados, representando cada oceano. No entanto, um haplótipo (Hap 6) encontrado em um indivíduo amostrado no Arquipélago dos Açores foi incluído no clado do Pacífico Norte (HUIJSER et al., 2018). Os autores sugeriram que esse haplótipo deve representar uma recente linhagem maternal imigrante do Oceano Atlântico Sul ou uma linhagem do DNAm_t rara do Atlântico Norte.

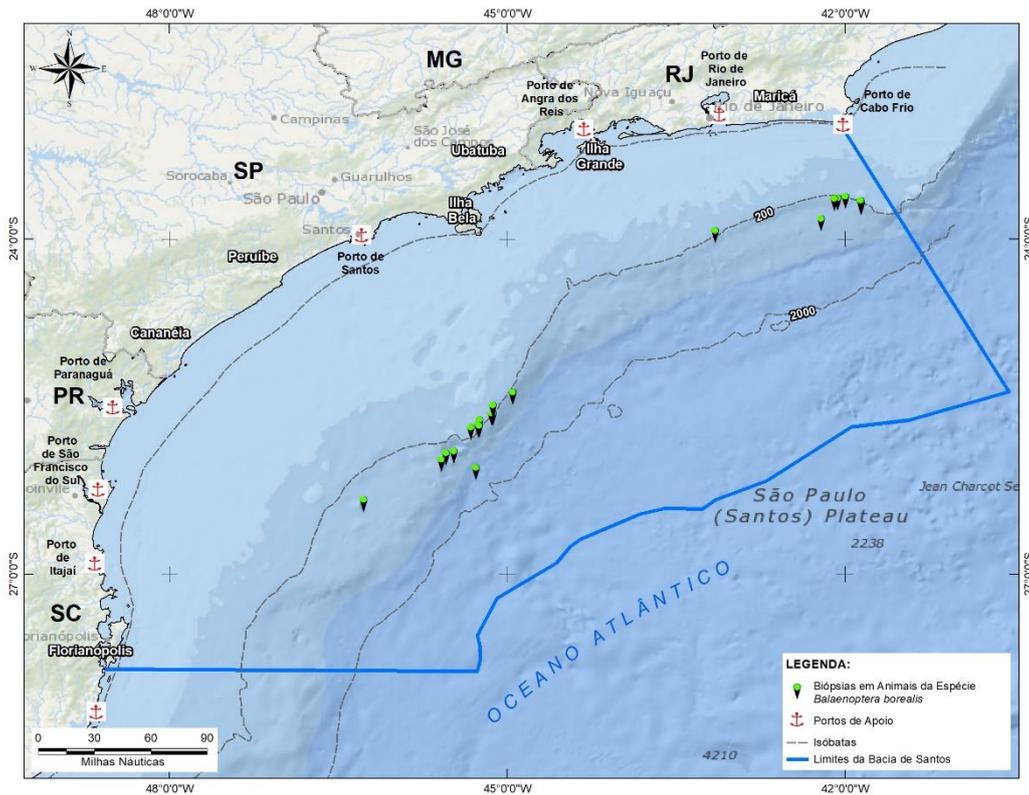


Figura V.2.2-9: Locais de coleta de biópsia de indivíduos de *Balaenoptera borealis* na Baía de Santos.

No Hemisfério Sul, a principal concentração de verão de baleias-sei está entre 40°S e 50°S, e no inverno a ocorrência da espécie está correlacionada com águas pelágicas e a quebra da plataforma continental. No entanto, a espécie é uma das baleias menos estudadas, e sua estrutura genética populacional no Oceano Atlântico Sul Ocidental é totalmente desconhecida. Além dos dados baleeiros, há poucos registros da espécie em águas argentinas e brasileiras.

Recentemente, registros da espécie no Arquipélago de Trindade e Martim Vaz, incluindo grupos com filhotes (HEISSLER et al., 2016), e as avistagens regulares na área oceânica da Baía de Santos durante as campanhas de inverno do PMC-BS, sugerem que essas águas fazem parte da área de reprodução da espécie no Oceano Atlântico Sul Ocidental. Além disso, a reavistagem de um indivíduo foto-identificado no inverno na Baía de Santos e posteriormente no verão nas Ilhas Falkland (WEIR et al., 2020) descreve o

movimento mais longo para a espécie nesse oceano, sugerindo a ligação entre essas áreas de reprodução e alimentação.

Portanto, para investigar a estrutura genética das baleias-sei amostradas na Bacia de Santos, os 22 haplótipos encontrados nos 37 indivíduos foram comparados com os sete haplótipos (números de acesso no GenBank: MH035689 - MH035695) encontrados em 84 indivíduos do Atlântico Norte (HUIJSER et al., 2018). O alinhamento (708 pares de bases) das 37 sequências da Bacia de Santos foi encurtado para 481 pares de bases para incluir as sequências dos sete haplótipos publicados. Esse alinhamento de 121 sequências resultou em 28 haplótipos definidos por 25 sítios polimórficos. Como comentado no Relatório Anual 6 (PETROBRAS, 2021c), um merecido destaque foi o compartilhamento do haplótipo (Hap 6) encontrado no indivíduo do Arquipélago dos Açores com o haplótipo de uma fêmea (G381) amostrada na Bacia de Santos, durante a 9ª Campanha de Avistagem e MAP.

A relação ancestral entre os haplótipos de DNAm_t encontrados nos dois oceanos foi avaliada através de uma árvore filogenética, construída usando o método de máxima verossimilhança no MEGA 7.0.18. O modelo *Kimura's 2-parameter* foi selecionado, e a árvore consenso e o suporte para cada nó foram inferidos por 10.000 réplicas de amostragem. A genealogia foi enraizada com as sequências homólogas da região controle do DNAm_t de uma baleia-fin (*B. physalus*) e uma baleia-de-Bryde (*B. bryde*) amostradas na Bacia de Santos. Adicionalmente, as relações filogenéticas entre esses haplótipos e suas frequências relativas em cada população foram avaliadas por meio de uma rede de haplótipos (*network*) *median-joining* (MJ) construída com NETWORK 10.2.0.0, usando os parâmetros padrões (BANDELT et al., 1999).

A reconstrução filogenética dos haplótipos de DNAm_t abrangeu dois clados, um contendo os seis haplótipos encontrados nos indivíduos do Atlântico Norte, e outro contendo os 22 haplótipos encontrados nos indivíduos do Atlântico Sul, incluindo o haplótipo Hap 6 encontrado em um indivíduo amostrado no Arquipélago dos Açores e em um indivíduo amostrado na Bacia de Santos (**Figura V.2.2-10**). Além disso, a rede de haplótipos apresentou dois grupos de haplótipos separados por um mínimo de oito passos mutacionais, um haplogrupo incluindo os seis haplótipos do Atlântico Norte, e outro haplogrupo com os 22

haplótipos (Hap 8 a Hap 28) do Atlântico Sul, incluindo o haplótipo Hap 6 do Atlântico Norte (**Figura V.2.2-11**). Interessantemente, o haplogrupo do Atlântico Norte apresentou um haplótipo central (Hap 3) mais frequente ($n = 43$) e os outros cinco haplótipos partindo desse, todos diferindo por um único passo mutacional, característico de uma rede haplotípica em formato de estrela, que é um indício de expansão populacional (**Figura V.2.2-11**).

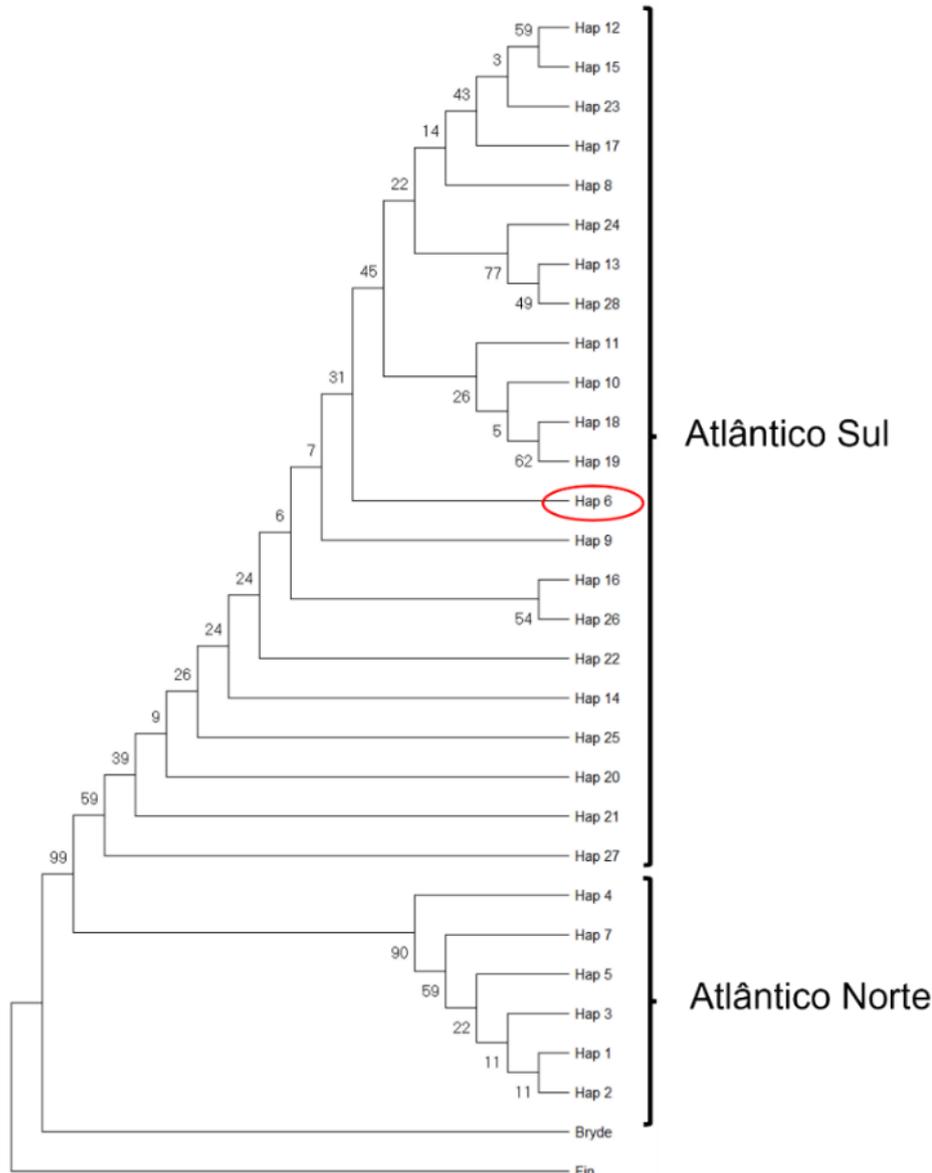


Figura V.2.2-10: Árvore filogenética da máxima verossimilhança dos haplótipos de DNAm de *Balaenoptera borealis* dos oceanos Atlântico Sul e Norte. Haplótipo Hap 6 do Atlântico Norte destacado no clado do Atlântico Sul.

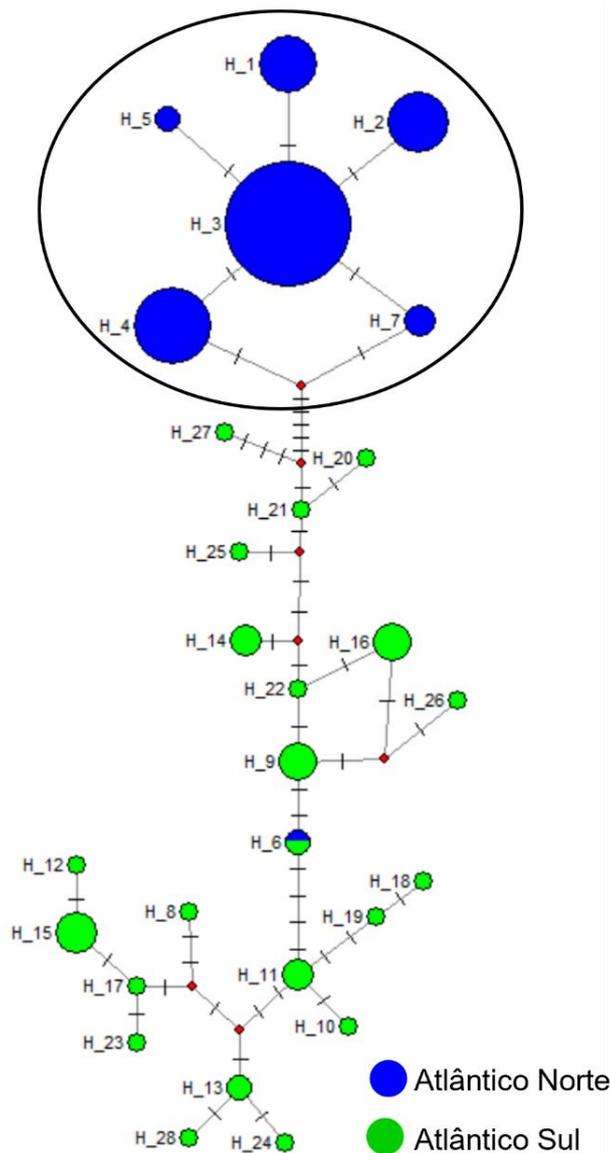


Figura V.2.2-11: Rede de haplótipos median-joining das sequências (481 pares de base) da região controle do DNAmT de *Balaenoptera borealis* dos oceanos Atlântico Sul e Norte. Os círculos representam os 28 haplótipos encontrados e seus tamanhos são proporcionais à frequência de haplótipos sobre os 121 indivíduos amostrados. Os traços representam os passos mutacionais entre os haplótipos, enquanto os pontos vermelhos representam os haplótipos extintos ou não amostrados. A elipse destaca o haplogrupo do Atlântico Norte em forma de estrela.

A diferenciação genética entre as populações dos dois oceanos foi também estimada com base nos índices F_{ST} e Φ_{ST} para as sequências da região controle do DNAm usando o programa ARLEQUIN 3.5. Todas as análises foram realizadas com 10.000 permutações. Os índices apresentaram alta diferenciação ($F_{ST} = 0,192$; $\Phi_{ST} = 0,762$, $P = 0,000$) entre as populações de baleia-sei dos Oceanos Atlântico Norte e Sul.

Os resultados, baseados nos dados de DNAm, apresentados neste Relatório Anual do PMC-BS, indicaram que as baleias-sei dos oceanos Atlântico Norte e Sul são geneticamente distintas. A alta diferenciação entre essas populações era esperada devido à oposição sazonal do ciclo migratório, pois quando as baleias do norte estão em águas tropicais, as suas coespecíficas estão em águas polares, e seis meses mais tarde a situação se inverte. Além disso, a população de baleias-sei do Atlântico Norte apresentou uma diversidade genética intermediária e a rede haplotípica em formato de estrela indica uma expansão populacional, como já foi sugerido em estudo anterior (HUIJSER et al., 2018).

No entanto, o compartilhamento do haplótipo Hap 6 encontrado em um indivíduo do Arquipélago dos Açores e em uma fêmea amostrada na Baía de Santos sugere uma recente migração da linhagem maternal do oceano Atlântico Sul para o Atlântico Norte. Embora preliminares, esses resultados são os primeiros para a espécie no Oceano Atlântico Sul Ocidental e são importantes para a compreensão da estrutura genética populacional, das conexões migratórias e do isolamento das baleias-sei nesse oceano.

*Golfinho-rotador, **Stenella longirostris***

O golfinho-rotador foi a terceira espécie de cetáceo mais amostrada ($n = 66$) durante os sete anos do PMC-BS, sendo que todos os indivíduos foram amostrados em área oceânica (profundidades de ~ 200 a 2000 metros) devido à ocorrência da espécie nessa área (**Figura V.2.2-12**). No Brasil a distribuição da espécie está entre 1°S e 30°S ao longo da quebra da plataforma continental (DO AMARAL et al., 2015). No entanto, uma população insular é encontrada no Arquipélago de Fernando de Noronha, que é considerado um abrigo natural da espécie para descanso, refúgio de predadores, reprodução e cuidado da prole

(SILVA-JR, 1996).

Recentemente um estudo genético indicou uma alta diferenciação e isolamento dessa população de golfinhos-rotadores das outras populações insulares da espécie ao redor do mundo (FARIA et al., 2020). No entanto, existe uma escassez de dados genéticos para os golfinhos-rotadores não-insulares do Oceano Atlântico Sul, como a população que ocorre na Bacia de Santos. Não se sabe se existe mais de uma população da espécie dentro da Bacia de Santos, e qual a relação filogenética desses golfinhos-rotadores com a população que ocorre em Fernando de Noronha.

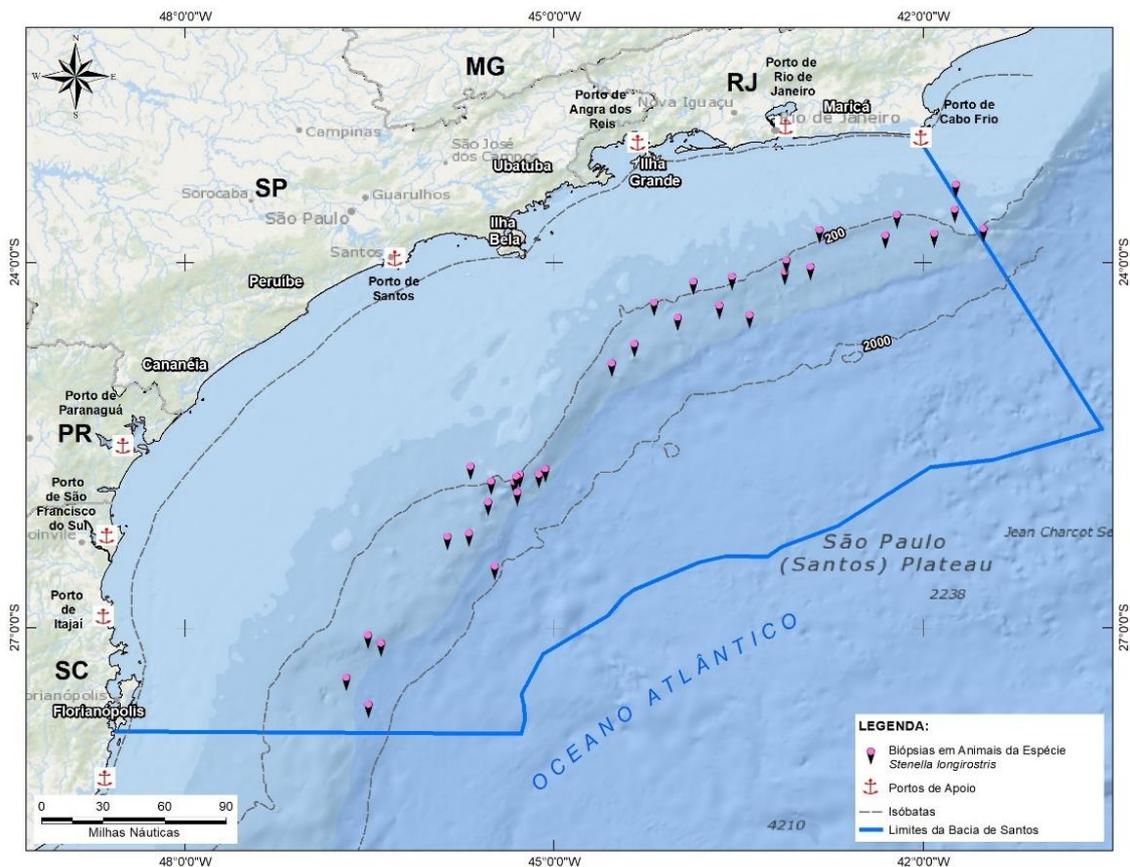


Figura V.2.2-12: Locais de coleta de biópsia de indivíduos de *Stenella longirostris* na Bacia de Santos.

Primeiro, a existência de estruturação genética e o provável número de populações (K) de *S. longirostris* na Bacia de Santos foram avaliados usando os loci de microssatélites através da análise bayesiana no programa STRUCTURE

2.3.3. Cinco corridas independentes para cada agrupamento (K entre 1 e 4) foram realizadas usando os mesmos parâmetros, modelos e comprimento descritos acima para *T. truncatus* e *S. frontalis*. Os resultados gerados foram processados no STRUCTURE HARVESTER, resumidos no CLUMPP e exibidos graficamente pelo DISTRUCT.

Embora o método ΔK de Evanno tenha favorecido $K = 2$ (**Figura V.2.2-13**), a maior probabilidade posterior (Mean LnP(K) = -2505) foi de $K = 1$ e não houve diferença nos valores de atribuição entre os indivíduos nos gráficos (**Figura V.2.2-14**), indicando uma única população de *S. longirostris* na Bacia de Santos.

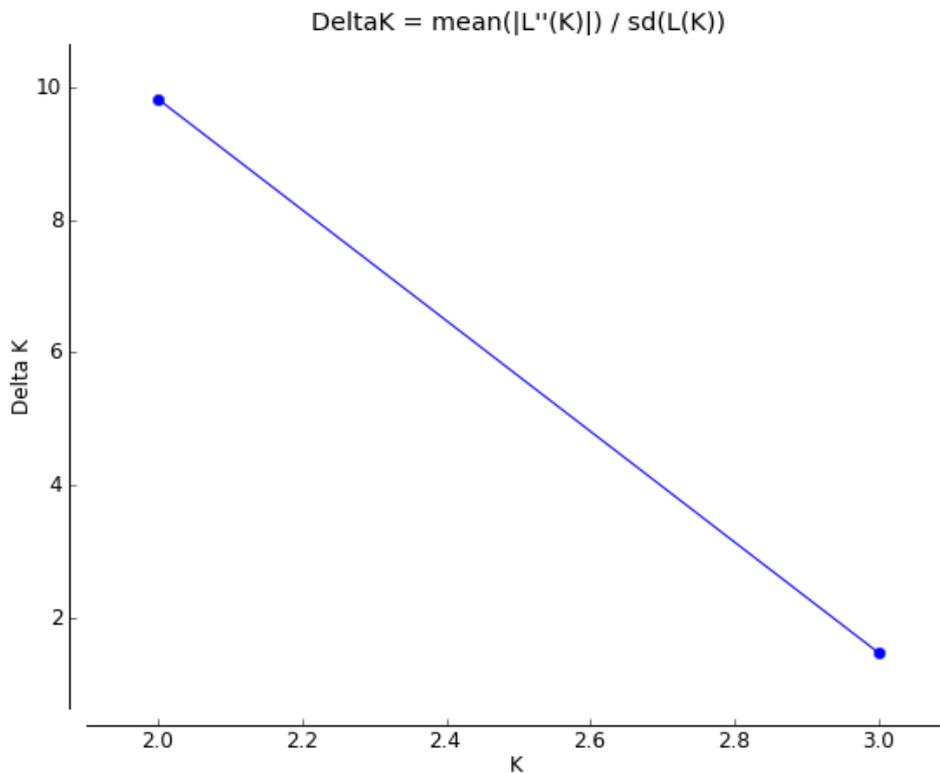


Figura V.2.2-13: ΔK calculado usando STRUCTURE HARVESTER para agrupamentos de 1 a 4 dos *Stenella longirostris* da Bacia de Santos.

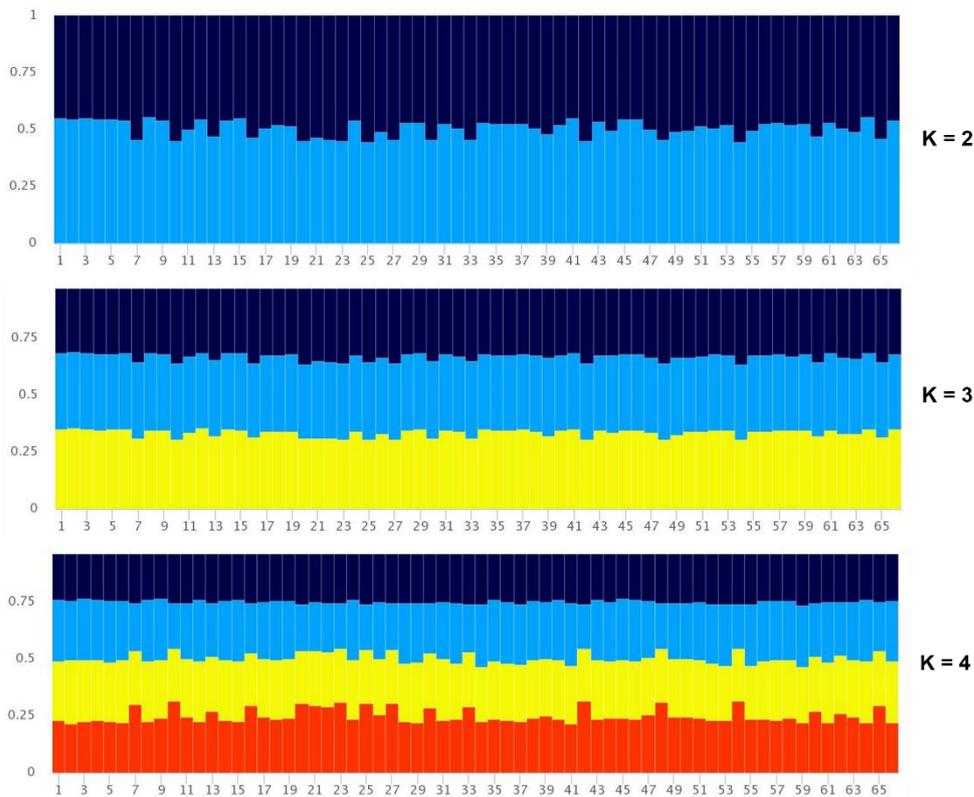


Figura V.2.2-14: Gráfico do STRUCTURE com a proporção de associação de cada indivíduo de *Stenella longirostris* a cada agrupamento para $K = 2$ a $K = 4$. Cada indivíduo é representado por uma barra vertical dividida em segmentos coloridos com o comprimento indicando o coeficiente de associação (valor de atribuição) a cada agrupamento.

Para investigar a relação filogenética dos golfinhos-rotadores não-insulares amostrados na Baía de Santos com a população do Arquipélago de Fernando de Noronha, os 30 haplótipos encontrados nos 66 indivíduos foram comparados com os 11 haplótipos (números de acesso no GenBank: MK184992 - MK185002) encontrados em 162 indivíduos de Fernando de Noronha (FARIA et al., 2020). O alinhamento (686 pares de bases) das 66 sequências da Baía de Santos foi encurtado para 413 pares de bases para incluir as sequências dos 11 haplótipos publicados. Esse alinhamento de 228 sequências resultou em 31 haplótipos definidos por 46 sítios polimórficos. Nove dos 30 haplótipos (686 pares de base) encontrados nos *S. longirostris* da Baía de Santos colapsaram em cinco dos haplótipos devido à região consenso mais curta (413 pares de base). No

entanto, um haplótipo encontrado em um indivíduo de Fernando de Noronha foi compartilhado com um haplótipo encontrado em um indivíduo na Bacia de Santos, no qual outros dois haplótipos encontrados em cinco e dois indivíduos, respectivamente, colapsaram.

Posteriormente, uma rede de haplótipos (*network median-joining (MJ)*) foi construída para avaliar as relações filogenéticas entre os haplótipos (413 pares de base) e suas frequências relativas em cada população usando o programa NETWORK 10.2.0.0. Dos 31 haplótipos, 20 foram exclusivos da Bacia de Santos, 10 foram exclusivos de Fernando de Noronha, e apenas um foi compartilhado entre as populações (**Figura V.2.2-15**). Oito dos 10 haplótipos de Fernando de Noronha formaram um grupo separado, sendo que o haplótipo central H_22 engloba a maioria ($n = 126$) dos golfinhos-rotadores da população e os outros sete partindo desse, representados por um a três indivíduos. Por outro lado, o segundo haplótipo (H_23) mais frequente ($n = 24$) de Fernando de Noronha, e o haplótipo H_27 estão mais distantes do restante dos haplótipos da população.

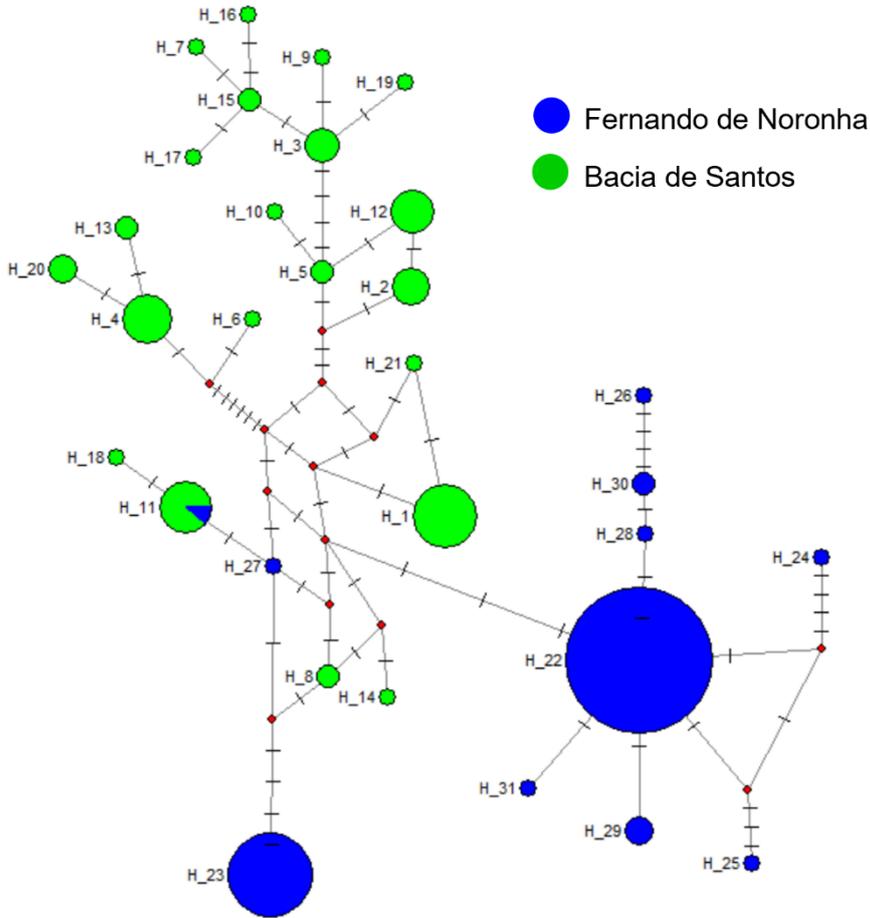


Figura V.2.2-15: Rede de haplótipos median-joining das sequências (413 pares de base) da região controle do DNAm de *Stenella longirostris* da Baía de Santos e do Arquipélago de Fernando de Noronha. Os círculos representam os 31 haplótipos encontrados e seus tamanhos são proporcionais à frequência de haplótipos sobre os 228 indivíduos amostrados. Os traços representam os passos mutacionais entre os haplótipos, enquanto os pontos vermelhos representam os haplótipos extintos ou não amostrados.

A diferenciação genética entre as populações de golfinho-rotador da Baía de Santos e de Fernando de Noronha foi também estimada com base nos índices F_{ST} e Φ_{ST} para as sequências da região controle do DNAm usando o programa ARLEQUIN 3.5. As análises foram realizadas com 10.000 permutações. Os índices apresentaram alta e elevada diferenciação significativa ($F_{ST} = 0,402$; $\Phi_{ST} = 0,487$, $P = 0,000$) entre essas duas populações de golfinho-rotador no Oceano

Atlântico Sul Ocidental.

Esses resultados confirmam que os indivíduos de *S. longirostris* amostrados na Bacia de Santos pertencem a uma única população, que apresenta alta diversidade genética (ver item **V.3.3 Diversidade Genética**) e uma alta diferenciação da população de golfinhos-rotadores do Arquipélago de Fernando de Noronha, a qual possui uma baixa diversidade genética. Além disso, os dados corroboram o isolamento e a fidelidade geográfica da população de Fernando de Noronha, mostrando que esses golfinhos são os mais diferenciados de todas as populações da espécie (FARIA et al., 2020).

Portanto, os resultados apresentados neste relatório anual do PMC-BS, apesar de preliminares, são importantes para a compreensão da estrutura genética populacional da espécie na Bacia de Santos e sua relação com outras populações. A continuação da amostragem e o aumento do n amostral a longo prazo permitirá análises mais robustas e uma avaliação mais completa do *status* da espécie no Oceano Atlântico Sul Ocidental.

V.2.3 Modelagem de habitat considerando interferências antrópicas

A modelagem estatística é uma ferramenta importante para a análise da distribuição espacial e temporal de cetáceos, pois permite descrever e gerar previsões sobre a abundância relativa de cetáceos em função de fatores ambientais e antrópicos. A distribuição dos cetáceos e suas presas pode responder a diversas variáveis estáticas (e.g., batimetria) e/ou dinâmicas que oscilam em diferentes escalas temporais e espaciais (e.g., temperatura, salinidade, clorofila, correntes). Para entender os fatores que governam a distribuição dos cetáceos na Bacia de Santos e se ela é afetada por atividades humanas, neste item procurou-se modelar estatisticamente a variação espacial e sazonal no número de detecções de mysticetos e odontocetos na Bacia de Santos.

Variáveis ambientais e antrópicas

Para as análises, utilizou-se inicialmente um *grid* espacial com 974 células retangulares, cada qual com aproximadamente 16,5 km de base e 18,5 km de altura. Cada uma dessas células retangulares corresponde à unidade espacial amostral da modelagem de habitat. Todos os dados de sensoriamento remoto por satélite analisados neste estudo contaram com o auxílio da ferramenta Marine Geospatial Ecology Tools (MGET) (ROBERTS et al., 2010). Este pacote de ferramentas analíticas permite o acesso aos dados oceanográficos de diferentes fontes (**Tabela V.2.3-1**), dentre outras funcionalidades para o processamento e análise destes dados. As fontes de dados antrópicos incluíram três outros projetos de monitoramento ambiental realizados como condicionante para as atividades da Petrobras na Bacia de Santos, incluindo o Projeto de Monitoramento do Tráfego de Embarcações (PMTE-BS), Projeto de Monitoramento da Atividade Pesqueira (PMAP-BS) e Projeto de Monitoramento da Paisagem Acústica Submarina (PMPAS-BS).

Os processamentos de cada um dos parâmetros analisados (as variáveis ambientais e antrópicas selecionadas para realização das modelagens estatísticas) foram especializados para toda a área do PMC-BS, e filtrados de acordo com as datas de cada uma das campanhas do PMC-BS. De posse da setorização das células de análise, realizou-se o cruzamento com os dados resultando, assim, no valor médio de cada parâmetro em cada célula.

Os dados antrópicos oriundo dos projetos PMAP-BS e PMPAS-BS, foram recebidos como arquivos vetoriais (polígonos e pontos em diferentes escalas amostrais), sendo necessária a conversão para Raster, de modo que pudessem ser extraídos os valores médios para cada célula utilizado nas análises do PMC-BS. Já os dados recebidos pelo PMTE-BS não requereram tratamento prévio, uma vez que a unidade espacial utilizada coincide com o PMC-BS. Já os dados ambientais foram obtidos a partir de sensoriamento remoto, baixados e processados em formato *Raster*.

Dependendo da variável, os dados foram ainda processados em relação ao valor mínimo, máximo e variação (amplitude ou desvio padrão, a depender da variável). Então, o processamento final dos dados ambientais e antrópicos

resultou em 27 variáveis consideradas nas análises, incluindo sete variáveis geofísicas, 12 variáveis oceanográficas dinâmicas e 8 variáveis antrópicas (Tabela V.2.3-2).

Tabela V.2.3-1: Fontes de dados ambientais e antrópicos utilizados para a modelagem de habitat de cetáceos na Bacia de Santos.

Dado	Fonte	Transformação para análise do PMC-BS	Unidade
Batimetria	GEBCO	-	Metros, graus
Temperatura	REMO/UFRJ; DMI	-	°C
Correntes	OSCAR/NOA A	-	m/s
Clorofila	Ocean Color/NASA	-	mg/m ³
Salinidade	HYCOM	-	PSU
Tráfego de embarcações	PMTE-BS	log+1	km navegados
Atividade de pesca	PMAP-BS	log+1	kg pescado
Ruídos modelados nas bandas 63 e 125 Hz	PMPAS-BS	-	dB re 1µPa ²

Tabela V.2.3-2: Variáveis consideradas na modelagem de habitat dos cetáceos na Bacia de Santos.

Abreviação	Variável
Estação	Estação do ano (quente ou fria)
Prof_m	Profundidade média (em metros)
Prof_u	Profundidade máxima (em metros)
Prof_i	Profundidade mínima (em metros)
Prof_r	Variação da profundidade (em metros)
Decli_m	Declividade média (em graus)
Decli_r	Variação da declividade (em graus)
Dist	Distância da costa (em quilômetros)
Corr_m	Velocidade média da corrente (em m/s)
Corr_v	Variabilidade (desvio padrão) da velocidade da corrente (em m/s)
Temp_m	Temperatura média da superfície (em graus Celsius)
Temp_u	Temperatura máxima (em graus Celsius)
Temp_i	Temperatura mínima (em graus Celsius)
Temp_r	Variação da temperatura (em graus Celsius)
Sal_m	Salinidade média (psu)
Sal_u	Salinidade máxima (psu)
Sal_i	Salinidade mínima (psu)
Sal_r	Variação na salinidade (psu)
Cloro_m	Clorofila a média (mg/m ³)
Cloro_u	Clorofila a máxima (mg/m ³)
Plats_mn	Distância de unidade de produção de óleo ou gás do Pré-Sal
Barcos	Intensidade do tráfego de embarcações (em km navegados na célula)
Pesc_t	Intensidade de atividades de pesca (em kg de pescado capturado)
Pesc_a	Intensidade de atividades de pesca artesanal (em kg de pescado capturado)
Pesc_i	Intensidade de atividades de pesca industrial (em kg de pescado capturado)
Pesca_e	Intensidade de atividades de pesca de emalhe (em kg de pescado capturado)
Ruido_63	Intensidade de ruído (SPL) na faixa de frequência de 63 Hz
Ruido_125	Intensidade de ruído (SPL) na faixa de frequência de 125 Hz

Análises dos dados

Os dados foram analisados usando Modelos Generalizados Lineares (GLM) com distribuição de erros Binomial Negativa (MCCULLAGH; NELDER, 1989). Esta distribuição é adequada para dados de contagens (número inteiros e maiores que zero). Por meio de um parâmetro adicional (*Theta*), este GLM permite uma dispersão maior dos dados em relação ao previsto pela distribuição estatística (sobredispersão). Constatou-se a sobredispersão ao construir inicialmente modelos com a distribuição Poisson. A sobredispersão pode ser causada pelo grande número de células sem avistagens, conforme foi observado no banco de dados, ou ainda por especificações erradas do modelo, como falta de variáveis, interação entre variáveis, não linearidade na relação entre variável resposta e explanatória(s).

Dois conjuntos de modelos foram gerados, um para misticetos e outro para odontocetos para a porção da Bacia de Santos com cobertura de todas as variáveis ambientais e antrópicas. Nos dois casos, a variável resposta foi o número de detecções visuais totais na célula nas estações frias e quentes (**Figura V.2.3-1** e **Figura V.2.3-2**). Dado o baixo número de detecções de misticetos nas estações quentes, que reflete a sazonalidade deste grupo por conta das migrações sazonais, esta estação foi excluída das análises para os misticetos.

O número de detecções foi corrigido pelo total de milhas náuticas navegadas em cada célula, resultando nas taxas de encontro de grupo ou avistagens por unidade de esforço. Este esforço amostral em milhas náuticas foi transformado pelo logaritmo natural e incluído como um termo *offset* nos modelos. As células com menos de uma milha náutica percorrida em esforço foram eliminados por conta de amostragem insuficiente.

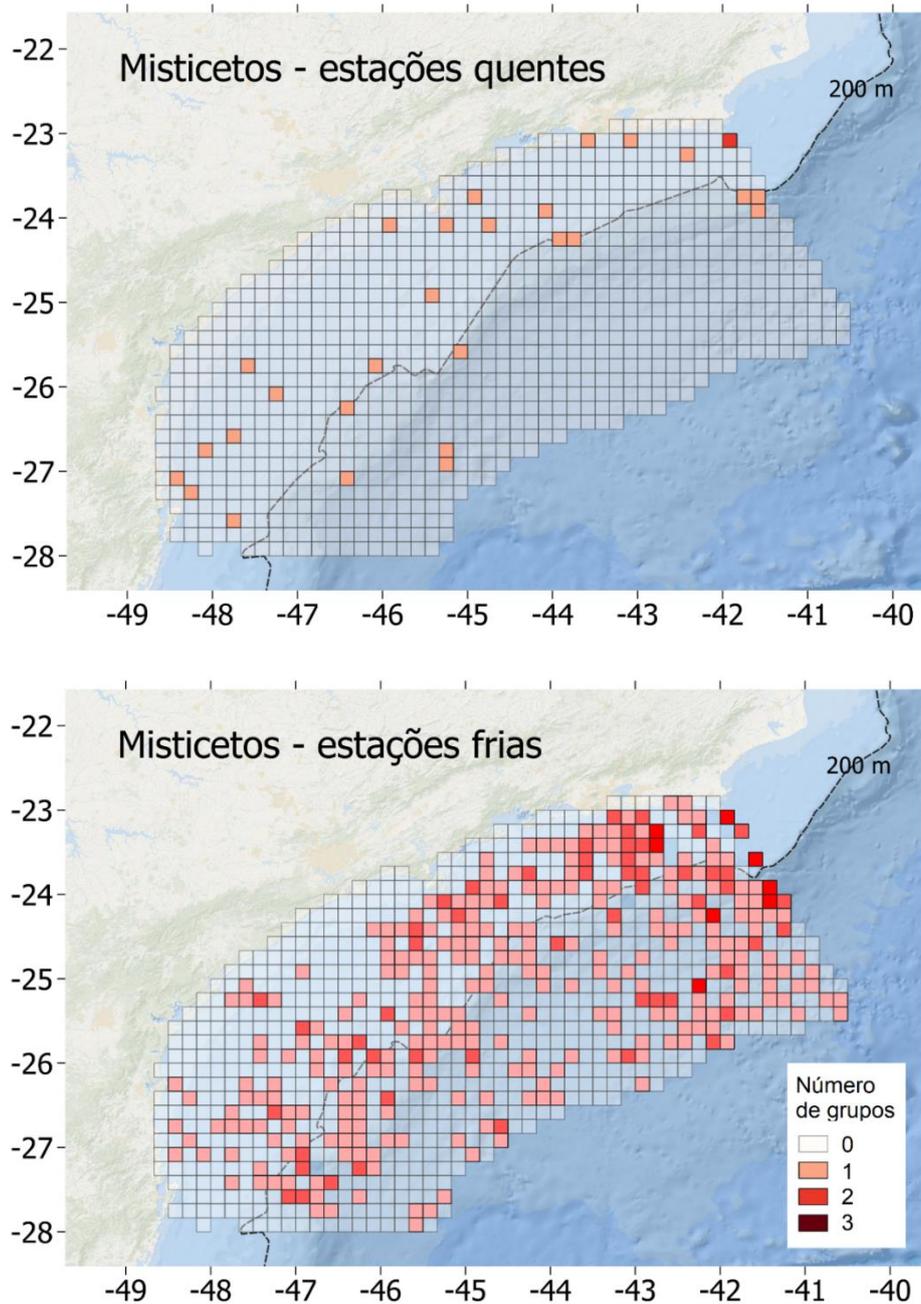


Figura V.2.3-1: Número de detecções visuais de grupos de misticetos durante Campanhas de Avistagem Embarcada na Bacia de Santos em estações quentes e frias.

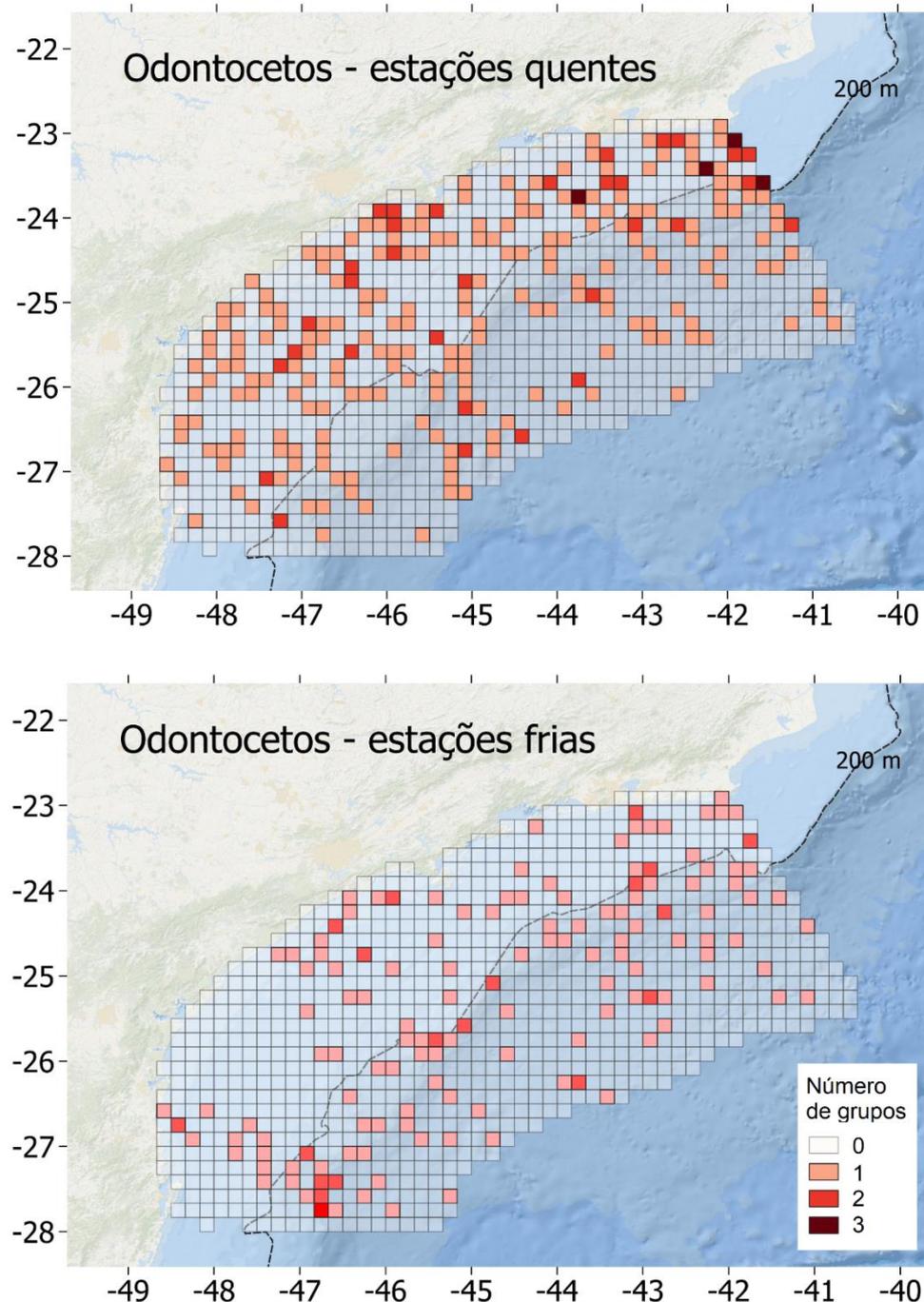


Figura V.2.3-2: Número de detecções visuais de grupos de odontocetos durante Campanhas de Avistagem Embarcada na Bacia de Santos em estações quentes e frias.

Antes da construção dos modelos, as variáveis foram avaliadas aos pares quanto à sua correlação, pois a colinearidade (correlação entre variáveis explanatórias) pode enviesar a estimação dos parâmetros do modelo (ZUUR et

al., 2009). As variáveis correlacionadas não foram incluídas em um mesmo modelo. A colinearidade também foi avaliada na etapa de validação dos modelos por meio do cálculo do fator de inflação da variância

O melhor modelo foi escolhido com base no menor valor do Critério de Informação de Akaike para amostras pequenas (AICc), que reflete o bom ajuste do modelo aos dados e penaliza pelo número de parâmetros do modelo (BURNHAM; ANDERSON, 2002). Foram considerados modelos plausíveis e, portanto, adequados para inferência estatística, aqueles com Delta AICc menor que 2. O Delta AICc foi calculado subtraindo o valor de AICc do melhor modelo (Delta AICc = 0) do valor de AICc do modelo em questão. O peso AICc pode ser interpretado, grosso modo, como uma probabilidade de aquele ser o melhor modelo dentre o conjunto de modelos avaliados.

Como estratégia de construção de modelos, partiu-se do modelo nulo e adicionou-se cada variável separadamente. Uma primeira rodada de seleção foi realizada com os modelos com uma variável somente. A variável do melhor modelo da primeira rodada de seleção foi retida e novos modelos foram construídos adicionando cada variável não correlacionada com a primeira novamente, e uma nova rodada de seleção de modelos foi realizada considerando os modelos com duas variáveis. Assim, adicionou-se variáveis sequencialmente, aumentando a complexidade do modelo. A cada rodada de inclusão de variáveis, os modelos foram comparados novamente, até a rodada de seleção em que a inclusão de novas variáveis não melhorou o ajuste dos modelos, ou quando o melhor modelo identificado na rodada apresentou algum sinal de violação de premissas ou outro problemas de estimação de parâmetros (p.ex. grande incerteza associada ao parâmetro estimado). Nestes casos problemáticos, a nova rodada de inclusão de variáveis não foi considerada.

Finalizada a etapa de seleção, o melhor modelo ou melhor conjunto de modelos conforme o Delta AICc foram validados quando a aderência das premissas do modelo, presença de valores extremos e análise gráfica de desvios residuais (ZUUR et al., 2009). A interpretação do modelo foi feita analisando os coeficientes de regressão dos modelos e plotando o gráfico de valores preditos da variável resposta em função das variáveis explanatórias.

Todas as análises foram realizadas usando o ambiente de programação R (R CORE TEAM, 2021). Os modelos GLM foram construídos usando pacote 'MASS' (VENABLES; RIPLEY, 2010). Os gráficos de efeitos preditos pelos melhores modelos foram plotados usando o pacote 'effects' (FOX; WEISBERG, 2019).

Resultados modelagem de habitat – mysticetos

Houve uma grande discrepância na frequência de avistagens de mysticetos entre as estações quentes e frias. Nas estações quentes, somente 2,87% (n = 28) das células apresentaram avistagens de baleias, resultando na exclusão das análises para mysticetos deste relatório. Nas estações frias, com ampla presença de mysticetos migratórios na área de estudo, 35,5% das células (n = 336) apresentaram alguma avistagem, sendo 27,1% com uma avistagem, 5,6% com duas avistagens e 1,7% com três ou mais avistagens.

Foram construídos 41 modelos para os mysticetos, considerando apenas os dados de estações frias, com dois modelos plausíveis de acordo com o Delta AICc (**Tabela V.2.3-3**). Os melhores modelos consideraram os efeitos da profundidade e salinidade sobre as taxas de encontro de mysticetos na Bacia de Santos. De acordo com a previsão do melhor modelo, as maiores taxas de encontro de baleias se encontram em regiões mais rasas ($\beta = 0,0007$; $z = 4,74$; $p < 0,05$) (**Figura V.2.3-3**). O modelo também prevê maiores taxas de encontro em regiões de maior salinidade ($\beta = 1,55$; $z = 3,64$; $p < 0,05$) (**Figura V.2.3-4**). O segundo melhor modelo considerou também a profundidade e salinidade, mas outras variáveis correlacionadas prevendo os mesmos efeitos descritos acima.

Tabela V.2.3-3: Dez melhores Modelos Generalizados Lineares (GLM) considerando os efeitos de variáveis ambientais e antrópicas no número de detecções de mysticetos observados durante o PMC-BS ordenados pelo menor valor de AICc. Modelos plausíveis marcados em azul. Notação; k = número de parâmetros.

Modelo	k	AICc	Delta AICc	Peso AICc
Prof_m + Sal_m	4	643,5	0	0,607
Prof_i + Sal_u	4	645,4	1,98	0,225
Prof_m + Temp_m	4	646,5	3,03	0,134
Temp_u + Prof_m	4	650,2	6,79	0,020
Prof_i	3	652,9	9,42	0,005
Prof_m + Plat_mn	4	654,6	11,09	0,002
Prof_m	3	655,2	11,78	0,002
Prof_m + Ruido_63	4	655,8	12,37	0,001
Prof_m + Ruido_125	4	657,2	13,36	0,001
Prof_m + Barcos	4	658,3	13,74	0,001

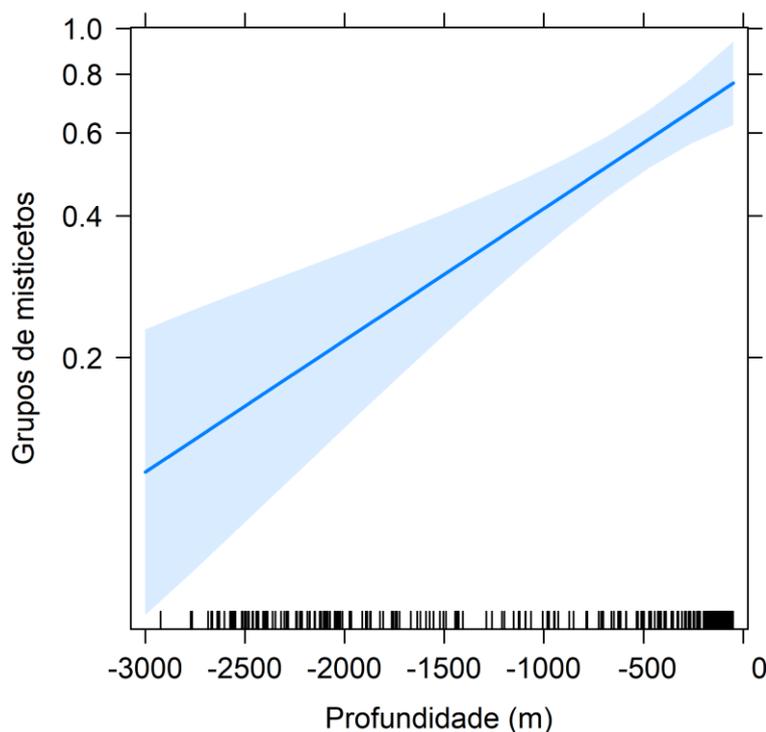


Figura V.2.3-3: Previsões do melhor GLM para o número de detecções de mysticetos em função da profundidade média na Bacia de Santos durante o PMC-BS.

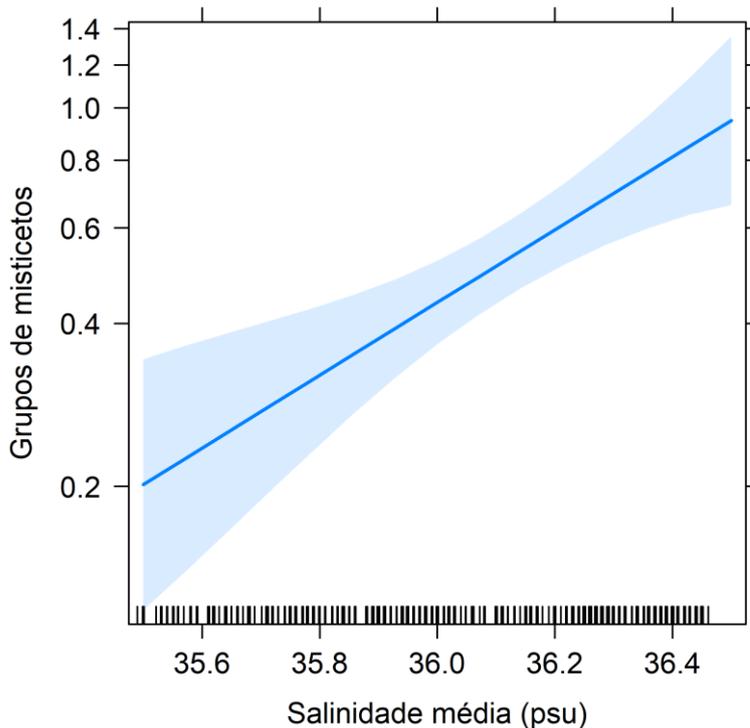


Figura V.2.3-4: Previsões do melhor GLM para o número de detecções de misticetos em função da salinidade média na Bacia de Santos durante o PMC-BS.

Resultados modelagem de habitat – odontocetos

Os odontocetos foram relativamente frequentes em ambas estações quentes e frias. Nas estações frias houve a presença de odontocetos em 14,3% das células (n = 139), sendo uma avistagem em 12,3% das células e duas ou mais avistagens em 2,0% das células. Nas estações quentes houve a presença de odontocetos em 24,8% das células (n = 242), sendo uma avistagem em 12,3% das células e duas ou mais avistagens em 3,7% das células.

Foram construídos 63 modelos para odontocetos, com quatro modelos considerados plausíveis de acordo com o Delta AICc (**Tabela V.2.3-5**). Todos os quatro modelos levaram em consideração o efeito da profundidade média sobre o número de grupos de odontocetos detectados. O coeficiente de regressão desta variável foi significativamente diferente de zero ($\beta = 0,0004$; $z = 6,14$; $p < 0,05$), com o modelo prevendo maiores taxas de encontro de cetáceos em regiões mais rasas (**Figura V.2.3-6**). Os melhores modelos também levaram em

consideração os efeitos da declividade ou da intensidade de correntes, duas variáveis correlacionadas (Coeficiente de Pearson = 0,55; $p < 0,05$) cujos valores são maiores na região do talude. Os modelos preveem uma maior frequência de detecções de grupos em declividades maiores ($\beta = 0,270$; $z = 3,51$; $p < 0,05$), ou em regiões de maior correnteza ($\beta = 2,95$; $z = 3,09$; $p < 0,05$) (**Figura V.2.3-7**). Enfim, os melhores modelos também consideraram o efeito da sazonalidade, com claro contraste entre estações quentes e frias ou em um gradiente de temperatura. Os melhores modelos preveem maiores taxas de encontro para odontocetos nas estações quentes ($\beta_{\text{estação quente}} = 0,54$; $z = 5,19$; $p < 0,05$) ou com temperaturas mais elevadas ($\beta = 0,117$; $z = 5,17$; $p < 0,05$) (**Figura V.2.3-7**).

Tabela V.2.3-4: Melhores Modelos Generalizados Lineares (GLM) considerando os efeitos de variáveis ambientais e antrópicas no número de detecções de odontocetos observados durante o PMC-BS ordenados pelo menor valor de AICc. Modelos plausíveis marcados em azul. Notação; k = número de parâmetros.

Modelos	k	AICc	Delta AICc	Peso AICc
Prof_m + Decli_m + Estação	5	1766,2	0	0,278
Prof_m + Decli_m + Temp_m	5	1766,2	0,01	0,274
Prof_m + Corr_m + Estação	5	1768,0	1,84	0,110
Prof_m + Corr_m + Temp_m	5	1768,1	1,93	0,105
Prof_i + Temp_m	4	1769,4	3,18	0,056
Prof_m + Temp_m + Sal_m	5	1770,3	4,08	0,036
Prof_i + Temp_m + Barcos	5	1770,6	4,39	0,031
Prof_i + Dist + Temp_m	5	1771,0	4,82	0,025
Prof_i + Temp_m + Ruido_63	5	1771,3	5,11	0,021
Prof_i + Estação	4	1771,6	5,36	0,019

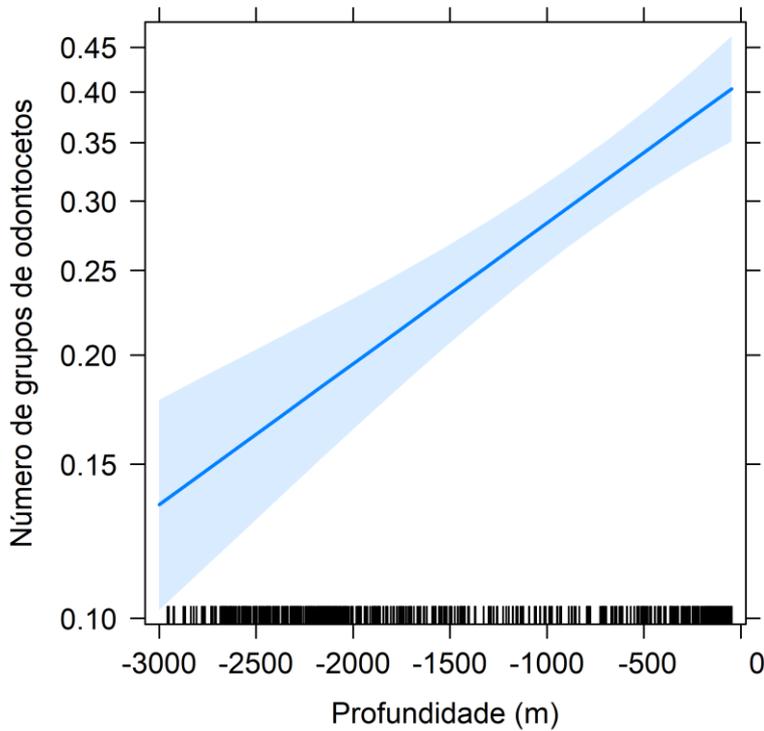


Figura V.2.3-5: Previsões do melhor GLM para o número de detecções de odontocetos em função da profundidade média na Bacia de Santos durante o PMC-BS.

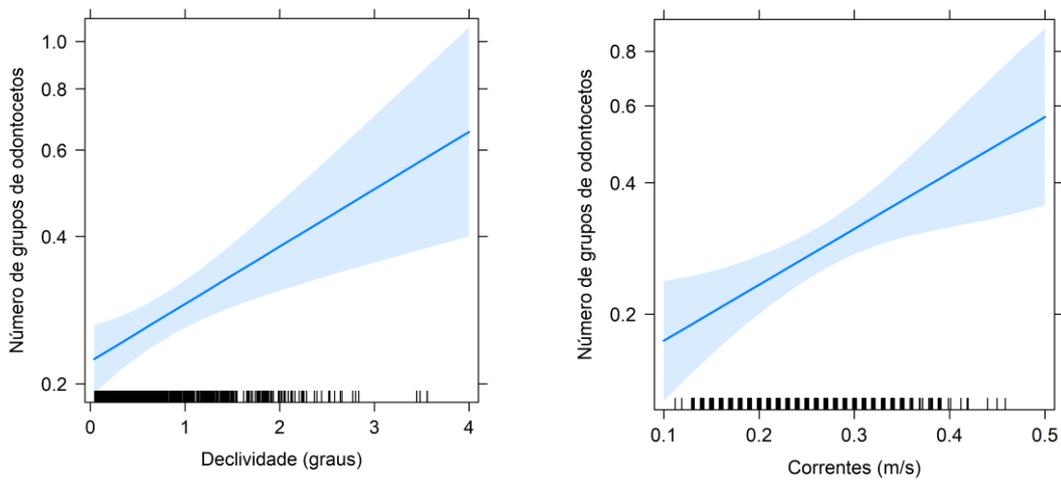


Figura V.2.3-6: Previsões do melhor GLM para o número de detecções de odontocetos em função da declividade média e intensidade de correntes na Bacia de Santos durante o PMC-BS.

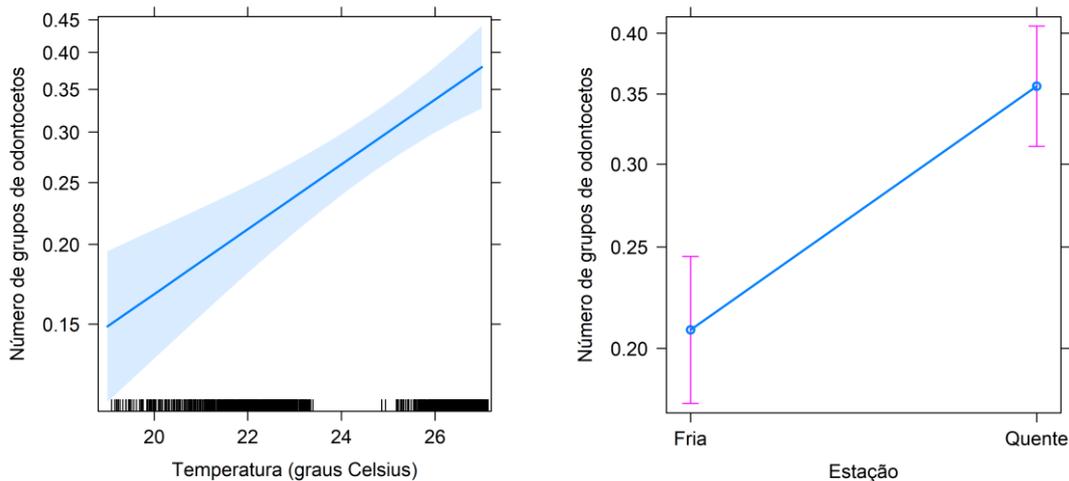


Figura V.2.3-7: Previsões do melhor GLM para o número de detecções de odontocetos em função da temperatura média e das estações na Bacia de Santos durante o PMC-BS.

Discussão sobre a modelagem de uso de habitat

Pelo menos dois avanços merecem ser mencionados acerca da modelagem de habitats na Bacia de Santos em relação aos anos anteriores: a inclusão da dinâmica temporal, separando as amostras entre estações climáticas quentes e frias; e a ampliação da extensão da camada da paisagem acústica por meio da inclusão dos dados modelados de ruídos nas bandas de 63 e 125 Hz.

A sazonalidade dos odontocetos já foi descrita como um fator relevante na Bacia de Santos, com uma maior abundância de odontocetos nas estações quentes (PETROBRAS, 2021c; item **V.3.1 Estimativas de densidade e abundância de cetáceos**). Na análise apresentada aqui foi possível confirmar esta sazonalidade, com uma maior frequência de detecções no verão ou em épocas do ano com maiores temperaturas médias. Mais estudos ainda são necessários para entender melhor o mecanismo dos padrões sazonais observados para odontocetos, mas provavelmente tem relação com a maior ocorrência de odontocetos associados a regiões tropicais na Bacia de Santos e movimentos latitudinais que perpassam a Bacia de Santos tanto ao sul quanto ao norte, podendo estar associados com uma menor ou maior influência da Corrente do Brasil na região (ver PARO et al., 2014; DANILEWICZ et al., 2013).

A profundidade também foi uma variável importante tanto para misticetos quanto para odontocetos, com padrões semelhantes de influência sobre a contagem de cetáceos. Fundamentalmente, a influência da profundidade retrata uma frequência maior de detecções para a região da plataforma continental. Para os odontocetos e a baleia-de-Bryde (única espécie de baleia residente da Bacia de Santos), a plataforma continental da Bacia de Santos (também chamada na literatura de *South Brazil Bight*) e sua grande produtividade proporcionam recursos alimentares importantes para a sua sobrevivência (EKAU; KNOPPERS, 1999; BRANDINI et al., 2018). Neste contexto, chama a atenção dois processos oceanográficos importantes que aumentam a produtividade, principalmente nos extremos norte e sul da Bacia de Santos, que é a ressurgência do Cabo Frio ao norte (COELHO-SOUZA et al., 2012) e a influência do rio da Prata e outros aportes continentais na região sul (MARTA-ALMEIDA et al., 2021).

Os resultados do PMC-BS mostram ainda movimentos sobre a plataforma continental, entre as regiões norte e sul da Bacia de Santos, realizados por algumas espécies como o golfinho-nariz-de-garrafa (ver item **2.1 Movimentos**) e a baleia-de-Bryde. Estes movimentos sugerem uma estratégia de aproveitamento de todo o potencial de produtividade biológica da plataforma por algumas espécies. Além disso, já foi descrito neste 7º Relatório Anual um agrupamento bastante evidente de espécies que utilizam habitats da plataforma (incluindo o golfinho-nariz-de-garrafa, baleia-de-Bryde e golfinho-pintado-do-Atlântico) (ver item **V.1 Comunidade de cetáceos**). As espécies de odontocetos de plataforma são justamente as mais frequentes e abundantes, além da baleia-de-Bryde ser a única espécie de grande baleia que provavelmente se sustenta em virtude desta produtividade regional.

Por sua vez, os misticetos migratórios também se concentraram em regiões mais próximas da costa, nas estações frias. Inúmeros estudos mostram que a plataforma continental é o principal habitat reprodutivo das baleias-jubarte (PAVANATO et al., 2017; MORETE et al., 2022), a espécie mais frequente identificada pelo PMC na Bacia de Santos. Este habitats são selecionados principalmente por fêmeas com filhote, que ocupam as águas mais rasas

buscando as melhores condições para a sobrevivência dos filhotes (MARTINS et al., 2001).

Em relação aos odontocetos, as análises dos dados do PMC-BS mostraram de forma recorrente uma relação direta da ocorrência desses organismos com a profundidade e com a declividade do talude. Esta relação foi evidenciada pela seleção nos melhores modelos das variáveis declividade média e intensidade das correntes médias, ambas com maior magnitude na região do talude. Outros estudos já demonstraram uma grande riqueza de espécies de cetáceos na área (DI TULLIO et al., 2016), corroborada pela grande sobreposição de habitats de diferentes espécies constatada no talude (PETROBRAS, 2021c). O talude possui características de habitat de transição entre a plataforma continental e a região oceânica. Além do gradiente ambiental, possui feições como cânions e ressurgências de quebra de plataforma que podem ocasionar maior produtividade biológica e condições mais propícias para captura de presas por cetáceos (HOOKER et al., 1999; PALMA; MATANO, 2009; MOORS-MURPHY, 2014).

Enfim, a distribuição dos mysticetos nas estações frias estava relacionada com a salinidade média mais alta. A maior frequência de mysticetos no norte da Bacia de Santos teve relação com maiores valores de salinidade, o que é coerente com as baleias buscando a Água Tropical (AT), trazida pela Corrente do Brasil. A AT é caracterizada por valores mais elevados de salinidade e temperatura, sendo que a relação positiva entre temperaturas maiores e áreas de reprodução da baleia-jubarte já foi demonstrada para outras áreas de reprodução (RASMUSSEN et al., 2007).

Nenhuma das variáveis antrópicas foram selecionadas entre os modelos plausíveis de mysticetos e odontocetos. O fato destas variáveis terem sido selecionadas em análises de anos anteriores, mas sem consistência sobre as variáveis selecionadas e respostas esperadas, sugere que estas variáveis não têm força suficiente para explicar os padrões de uso de habitat de cetáceos na Bacia de Santos. Mas importantes questões merecem ser abordadas em análises futuras, como respostas não-lineares entre variáveis resposta e explanatórias e respostas espécie-específicas ou dependentes dos hábitos de grupos de espécies (como p.ex. espécies mergulhadoras).

V.3 *Biologia populacional*

V.3.1 *Estimativas de densidade e abundância de cetáceos*

No âmbito do PMC-BS, o monitoramento populacional consiste em mensurar repetidamente ao longo do tempo a densidade e a abundância de populações de interesse. Uma abordagem robusta para estimar parâmetros populacionais como densidade é o método de transecções lineares com amostragem de distâncias (BUCKLAND et al., 2001). Uma vantagem é que este método lida com um problema comum em amostragens de populações animais, que é a detecção imperfeita. Um dos potenciais problemas em contagens ao longo de linhas de transecção é o fato de que a detectabilidade dos grupos diminui com a distância do observador. Este método procura corrigir este viés considerando o processo de detecção de grupos e a influência de diferentes variáveis numa função/curva de detecção ajustada aos dados.

Este item apresenta estimativas de densidade e abundância em campanhas de avistagem embarcada num período de sete anos entre 2015 e 2022 na Bacia de Santos pelo PMC-BS.

Análise dos dados

Para as campanhas de avistagem embarcada, a distância radial de cada grupo de cetáceo foi calculada por meio do ângulo horizontal da avistagem e altura dos observadores na torre de observação (7 metros). O ângulo foi obtido pela leitura do número de retículos de binóculos 7x50 e utilizando as conversões de retículos disponíveis na literatura que consideram a curvatura da Terra (LERCZAK; HOBBS, 1998; KINZEY; GERRODETTE, 2001). A distância perpendicular da detecção em relação à linha de transecção, que foi usada para modelar a curva de detecção, foi estimada usando a distância radial do grupo calculada pelo retículo e o ângulo vertical entre a avistagem e a rota do navio, medida por uma alidade. Foram excluídas das análises todas as linhas de transecção com menos de 5 milhas náuticas percorridas em esforço.

Os modelos de detecção foram construídos com os dados de distância

perpendicular das detecções usando o programa *Distance* (THOMAS et al., 2010). Antes da modelagem, as observações mais distantes foram eliminadas (truncagem de dados), de acordo com a inspeção dos histogramas de distâncias das detecções. Testaram-se modelos que consideram diferentes fatores que podem afetar a distância com que os cetáceos são observados, que foram inseridos nos modelos de detecção como covariáveis (MARQUES; BUCKLAND, 2003). Foram testadas duas funções básicas de detecção: curva meia-normal e curva taxa-de-risco, além de ajustes de série visando melhorar o ajuste das funções de detecção (cosseno, polinomial simples e polinomial de Hermite).

O melhor modelo foi escolhido com base no menor valor de AIC – Critério de Informação de Akaike (BURNHAM; ANDERSON, 2002), que considera o bom ajuste do modelo aos dados e penaliza pelo número de parâmetros no modelo. A diferença no AIC do melhor modelo ($\Delta AIC = 0$) para os outros modelos, que constitui o ΔAIC , determina quais modelos são mais plausíveis. Um ΔAIC de até dois indica os modelos que devem ser considerados como os melhores.

Foram consideradas diferentes covariáveis nos modelos para a curva de detecção em campanhas embarcadas (**Tabela V.3.1-1**). Como estratégia de modelagem, partiu-se do modelo nulo (mais simples) e posteriormente adicionou-se uma ou no máximo quatro variáveis por modelo para os conjuntos de estimativas com mais dados. Nas campanhas de avistagem embarcada, em estimativas para grupos com mais de uma espécie (como para *Mysticeti* e *Delphinidae*), o táxon também foi incluído como covariável. A inclusão do táxon justifica-se por conta de comportamentos distintos – atração ou repulsão – pelas espécies em relação à embarcação, ou ainda diferentes comportamentos que favorecem ou dificultam a detecção, como os comportamentos aéreos.

Tabela V.3.1-1: Variáveis utilizadas para modelar a curva de detecção durante as Campanhas de Avistagem Embarcada do PMC-BS.

Variável	Descrição
MEIO DE DETECÇÃO	Olho nu, Binóculo 7x50, Binóculo 15x50
PISTA DE DETECÇÃO	Borrifo, corpo ou comportamento aéreo
VISIBILIDADE	Péssima, Ruim, Boa, Excelente
ESTADO DO MAR	1 a 5 na escala Beaufort como variável contínua ou categórica
REFLEXO DO SOL	Percentual do través até a proa dos dois bordos com reflexo do sol
COBERTURA DE NUVENS	Percentual do céu encoberto
ESTADO DO TEMPO	Bom, Parcialmente nublado, Nublado sem chuva, Chuva fraca

Estimativas em campanhas de avistagem embarcada

Um total de 827 linhas de transecção percorridas em 14 campanhas foi considerado para as análises, totalizando 41.197,7 milhas náuticas percorridas na Bacia de Santos (**Tabela V.3.1-2**). Com os dados de avistagem embarcada foi possível estimar a densidade e abundância para misticetos (**Tabela V.3.1-4**; **Figura V.3.1-4**) e delfinídeos (**Tabela V.3.1-7**; **Figura V.3.1-5**), além de outras três espécies com amostra suficiente para rodar os modelos: baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*; **Tabela V.3.1-5**), golfinho-pintado-do-Atlântico (*Stenella frontalis*; **Tabela V.3.1-8**) e golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*; **Tabela V.3.1-9**).

Tabela V.3.1-2: Esforço amostral e dados considerados para análise de densidade de cetáceos durante as Campanhas de Avistagem Embarcada em sete anos do PMC-BS. Notação: Camp = campanha; mn = milhas náuticas; DP = desvio padrão.

Camp	Estação do ano	Linhas de transecção	Esforço (mn)	Grupos			Indivíduos		Tamanho de grupo	
				Cetáceos (total)	Mysticeti	Delphinidae	Total	Indivíduos por mn	Média ± DP	Min - Máx
1	Primav. / verão	57	2.767,2	47	7	31	335	0,121	7,1 ± 10,8	1 - 50
2	Outono	67	2.941,4	76	28	33	1.215	0,413	16,0 ± 36,1	1 - 200
3	Primavera	53	2.996,3	115	44	47	499	0,167	4,3 ± 6,7	1 - 40
4	Verão / outono	70	2.988,2	56	7	42	860	0,288	15,4 ± 25,5	1 - 100
5	Inverno / primav.	58	2.957,1	119	72	32	1.334	0,451	11,2 ± 65,1	1 - 700
6	Verão	62	3.053,8	68	5	61	1.284	0,420	18,9 ± 31,0	1 - 200
7	Inverno / primav.	64	2.965,9	154	95	39	1.184	0,399	7,7 ± 27,2	1 - 300
8	Verão	54	2.886,8	84	8	69	1.681	0,582	20,0 ± 42,0	1 - 300
9	Inverno / primav.	66	3.029,6	171	106	25	770	0,254	4,5 ± 15,3	1 - 150

Camp	Estação do ano	Linhas de transecção	Esforço (mn)	Grupos			Indivíduos		Tamanho de grupo	
				Cetáceos (total)	Mysticeti	Delphinidae	Total	Indivíduos por mn	Média ± DP	Min - Máx
10a*	Verão	26	1.524,0	37	3	27	646	0,424	17,5 ± 27,3	1 - 120
11	Inverno / primav.	56	2.924,5	303	238	33	987	0,337	3,3 ± 8,7	1 - 100
10b*	Primavera	37	1.670,3	60	27	25	353	0,211	5,9 ± 8,5	1 - 60
12	Verão	57	2.842,6	67	5	62	1.424	0,501	21,3 ± 44,2	1 - 300
13	Inverno / primav.	54	2.682,8	331	283	26	917	0,342	2,77 ± 7,56	1 - 70
14	Verão	46	2.967,2	80	5	59	2.772	0,934	35 ± 74,78	1 - 400
TOTAL		827	41.197,7	1.768	933	611	16.261	-	-	1 - 700
MÉDIA		55,1	2.746,5	117,8	62,2	40,7	1.084,1			

* A 10ª Campanha de Avistagem Embarcada foi realizada em duas etapas, pois foi interrompida em março/2020 em decorrência da pandemia de COVID-19 – “Campanha 10a” – e retomada em outubro/2020 para complementar o esforço amostral – “Campanha 10b”.

Para os dados de mistictetos, foram eliminadas todas as observações a uma distância maior que 2.500 metros da linha de transecção. Foram construídos um total de 19 modelos para a curva de detecção de mistictetos na Bacia de Santos (**Tabela V.3.1-3**). O melhor modelo teve como variáveis explanatórias a pista de detecção, o táxon, a visibilidade e o meio de detecção.

Conforme demonstrado nos anos anteriores, os grupos avistados com binóculos e apresentando comportamento aéreo (p.ex. salto) no momento da detecção foram avistados a uma distância maior da linha de transecção. Dada a facilidade de identificar a baleia-jubarte por diferentes características morfológicas (coloração da cauda, nadadeira dorsal e peitoral) e seu comportamento geralmente mais ativo, esta espécie foi detectada a maiores distâncias da linha de transecção. Grupos foram detectados a distâncias maiores em situações de melhor visibilidade.

Tabela V.3.1-3: Modelos de detecção para mistictetos na Bacia de Santos ordenados pelo menor valor de AIC (Critério de Informação de Akaike). Notação: *k* = número de parâmetros; (*cat*) = variável categórica; (*cont*) = variável contínua.

Modelo	k	AIC	Delta AIC
Pista de detecção + Táxon + Visibilidade (cont) + Meio de detecção	19	12919,14	0,00
Pista de detecção + Táxon + Visibilidade (cont)	17	12930,82	11,68
Pista de detecção + Táxon + Meio de detecção	18	12932,82	13,68
Pista de detecção + Táxon	16	12945,02	25,88
Pista de detecção + Meio de detecção	8	12955,56	36,42
Pista de detecção + Visibilidade (cont)	7	12958,48	39,34
Pista de detecção	6	12972,59	53,45
Pista de detecção + Beaufort (cont)	7	12974,51	55,37
Táxon	11	13020,01	100,87
Nulo	4	13029,31	110,17
Visibilidade (cont)	2	13034,94	115,80
Visibilidade (cat)	4	13036,71	117,57
Beaufort (cat)	6	13046,12	126,98
Meio de detecção	3	13048,10	128,96
Beaufort (cont)	2	13051,82	132,68
Tempo (cont)	2	13054,51	135,37
Reflexo	2	13054,55	135,41
Nuvens	2	13054,85	135,71
Tempo (cat)	5	13,05590	136,76

A densidade média estimada de misticetos foi de 0,69 indivíduos por 100 km² ao longo de todo o período amostrado (IC 95% = 0,6 – 0,8; CV = 8,9%). Entretanto, houve uma grande variabilidade da densidade entre as campanhas, oscilando de 0,06 a 3,3 indivíduos por 100 km² (**Tabela V.3.1-4**). Conforme esperado por causa do comportamento migratório da maior parte das baleias, as maiores abundâncias foram observadas nas campanhas em estações mais frias, do inverno e início da primavera (**Figura V.3.1-4**). Nos períodos mais frios, as estimativas de baleias variaram entre 2.020 e 8.701 indivíduos. As campanhas que abrangeram o verão apresentaram abundâncias menores, variando entre 144 e 244 indivíduos.

Tabela V.3.1-4: Estimativa de densidade e abundância de misticetos durante as campanhas de Avistagem Embarcada em sete anos do PMC-BS. IC = intervalo de confiança; CV = Coeficiente de variação.

Camp	Detecções	Densidade		Abundância		
		Indivíduos / 100 km ²	IC 95%	Estimativa	IC 95%	CV%
1	7	0,08	0,04 – 0,17	223	113-442	35,1
2	25	0,28	0,18 – 0,44	753	486 – 1.165	22,1
3	40	0,45	0,25 – 0,78	1.175	670 – 2.062	28,6
4	7	0,08	0,02 – 0,25	207	65 - 664	63,6
5	68	0,77	0,55 – 1,07	2.020	1.450 – 2.814	16,7
6	5	0,06	0,02 – 0,12	144	64 - 324	42,0
7	87	0,94	0,63 – 1,40	2.483	1.672 – 3.688	20,0
8	8	0,09	0,05 – 0,19	244	119 - 497	36,7
9	86	0,95	0,62 – 1,47	2.508	1.626 – 3.869	21,9
10a*	3	0,07	0,02 – 0,19	173	58 - 512	56,6
11	212	2,42	1,55 –	6.372	4.097 –	22,3

Camp	Detecções	Densidade		Abundância		
		Indivíduos / 100 km ²	IC 95%	Estimativa	IC 95%	CV%
			3,76		9.911	
10b*	26	0,52	0,31 – 0,86	1.366	821 – 2.272	25,5
12	5	0,06	0,02 – 0,14	155	67 - 358	43,7
13	266	3,30	2,43 – 4,49	8.701	6.399 – 11.833	15,5
14	5	0,06	0,02 – 0,13	148	65 - 335	42,4

* A 10ª Campanha de Avistagem Embarcada foi realizada em duas etapas, pois foi interrompida em março/2020 – “Campanha 10a” – em decorrência da pandemia de COVID-19 e retomada em outubro/2020 para complementar o esforço amostral – “Campanha 10b”.

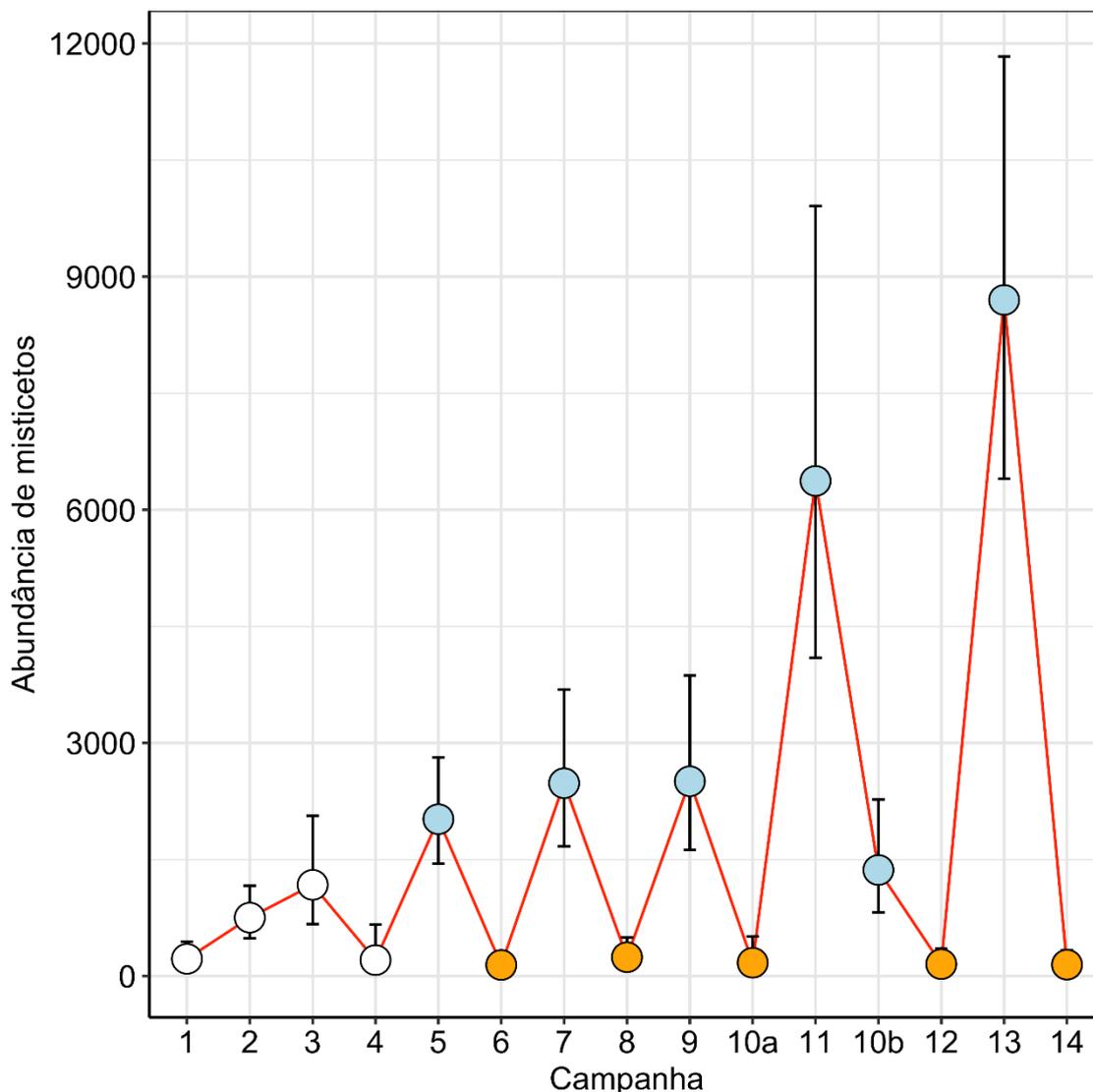


Figura V.3.1-4: Abundância de misticetos observados ao longo das Campanhas de Avistagem Embarcada em sete anos do PMC-BS. Círculos preenchidos em azul indicam campanhas realizadas no inverno/primavera, círculos preenchidos em laranja, no verão, e círculos não preenchidos, na primavera ou outono predominantemente.

Para a baleia-jubarte, o melhor modelo de detecção considerou a visibilidade como covariável contínua e a pista de detecção. Foram feitas estimativas para as campanhas com avistagens da espécie, que abrangeram os meses de junho a novembro (**Tabela V.3.1-5**), sem avistagens nas campanhas de avistagem embarcada restantes. As campanhas abrangendo os meses de agosto e setembro (Campanhas 7, 9, 11 e 13) foram as que apresentaram as maiores abundâncias, estimadas em 1.323, 1.462, 4.151 e 5.136 baleias-jubarte, respectivamente.

Tabela V.3.1-5: Estimativa de densidade e abundância da baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*) durante as campanhas de Avistagem Embarcada nos sete primeiros anos do PMC-BS. IC = intervalo de confiança; CV = Coeficiente de variação.

Camp	Detecções	Densidade		Abundância		
		Indivíduos / 100 km ²	IC 95%	Estimativa	IC 95%	CV %
2	6	0,07	0,03 – 0,16	176	73 - 423	46,0
3	15	0,16	0,06 – 0,43	417	151 – 1.133	53,1
5	33	0,36	0,22 – 0,59	954	589 – 1.543	24,4
7	49	0,50	0,27 – 0,92	1.323	721 – 2.427	31,1
8	1	0,01	0,002 – 0,06	29	5 - 152	99,0
9	53	0,55	0,29 – 1,05	1.462	769 – 2.779	33,0
11	146	1,58	0,89 – 2,79	4.151	2.346 – 7.346	29,1
10b*	8	0,16	0,06 – 0,36	398	166 - 951	45,1
13	166	1,95	1,34 – 2,84	5.136	3.527 – 7.480	18,9

* A 10ª Campanha de Avistagem Embarcada foi realizada em duas etapas, pois foi interrompida em março/2020 – “Campanha 10a” – em decorrência da pandemia de COVID-19 e retomada em outubro/2020 para complementar o esforço amostral – “Campanha 10b”.

Para a construção da curva de detecção de delfinídeos, foram eliminadas todas as observações mais distantes de 1.000 metros da linha de transecção. Foram construídos 13 modelos de detecção utilizando diferentes covariáveis (**Tabela V.3.1-6**). O melhor modelo considerou somente o táxon como variável afetando a distância das detecções. A heterogeneidade entre os táxons na distância de detecção é esperada pelos distintos comportamentos e características morfológicas. Várias espécies de delfinídeos (p.ex. gênero *Stenella*) costumam aproximar-se da embarcação para nadar na proa (*bow-riding*), e isto resulta em detecções a distâncias menores da linha. Outras espécies não se aproximam nem nadam na proa, além de ter características que facilitam a detecção a maiores distâncias (grande nadadeira dorsal), como o golfinho-de-Risso e a orca.

Tabela V.3.1-6: Modelos de detecção para delfinídeos na Bacia de Santos ordenados pelo menor valor de AIC (Critério de Informação de Akaike). Notação: *k* = número de parâmetros; (*cat*) = variável categórica; (*cont*) = variável contínua.

Modelo	k	AIC	Delta AIC
Taxon	17	34,0	0,0
Taxon + Detec	19	38,0	4,0
Taxon + Visibilidade (<i>cat</i>)	20	40,0	6,0
Nulo	2	6.523,0	6.489,0
Visibilidade (<i>cat</i>)	4	6.556,5	6.522,5
Detec	3	6.560,5	6.526,5
Visibilidade (<i>cont</i>)	2	6.561,0	6.526,9
Beaufort (<i>cat</i>)	7	6.567,5	6.533,5
Beaufort (<i>cont</i>)	2	6.569,5	6.535,5
Reflexo	2	6.573,7	6.539,7
Cue	6	6.575,7	6.541,7
Nuvens	2	6.599,8	6.565,8
Tempo (<i>cont</i>)	2	6.600,8	6.566,8

A estimativa média de delfinídeos para todo o período de sete anos de coleta foi de 27.660 delfinídeos (IC 95% = 22.064 – 32.610; CV = 10,0%). As estimativas de abundância de delfinídeos oscilaram de 16 a 35 mil indivíduos entre as campanhas do PMC-BS (**Tabela V.3.1-7**), sendo o grupo mais biodiverso (ver item **V.1.1 Lista comentada de espécies de cetáceos da Bacia de Santos**) e abundante na Bacia de Santos. As campanhas realizadas no verão apresentaram as maiores abundâncias, enquanto as realizadas no final do inverno e início da primavera apresentaram as menores densidades (**Figura V.3.1-5**).

Tabela V.3.1-7: Estimativa de densidade e abundância de delfinídeos durante as campanhas de Avistagem Embarcada em sete anos do PMC-BS. IC = intervalo de confiança; CV = Coeficiente de variação.

Campanha	Detecções	Densidade		Abundância		
		Indivíduos / 100 km ²	IC 95%	Estimativa	IC 95%	CV %
1	30	9,32	5,48 – 15,86	24.554	14.439 – 41.756	27,2
2	32	9,73	5,76 – 16,43	25.626	15.171 – 43.287	26,9
3	41	12,02	7,71 – 18,75	31.671	20.311 – 49.385	22,7
4	40	11,85	7,55 – 18,59	31.215	19.898 – 48.969	23,0
5	28	10,19	5,56 – 18,68	26.854	14.652 – 49.219	31,2
6	49	12,88	8,52 – 19,45	33.923	22.462 – 51.232	21,0
7	34	8,56	5,22 – 14,03	22.546	13.752 – 36.965	25,3
8	51	15,93	10,49 – 24,18	41.950	27.632 – 63.689	21,3
9	22	6,25	3,42 – 11,41	16.456	9.010 – 30.056	31,0
10a*	21	11,01	6,05 – 20,1	28.995	15.951 – 52.706	30,4
11	27	7,85	4,73 – 13,04	20.685	12.461 – 34.336	25,9
10b*	20	9,59	5,20 – 17,68	25.262	13.703 – 46.571	31,3
12	48	13,30	8,52 – 20,78	35.046	22.438 – 54.737	22,8
13	17	6,55	3,26 – 13,13	17.252	8.605 – 34.585	35,9
14	17	12,11	7,48 – 19,61	31.912	19.710 – 51.666	24,6

* A 10ª Campanha de Avistagem Embarcada foi realizada em duas etapas, pois foi interrompida em março/2020 (Campanha 10a) em decorrência da pandemia de COVID-19 e retomada em outubro/2020 para complementar o esforço amostral – “Campanha 10b”.

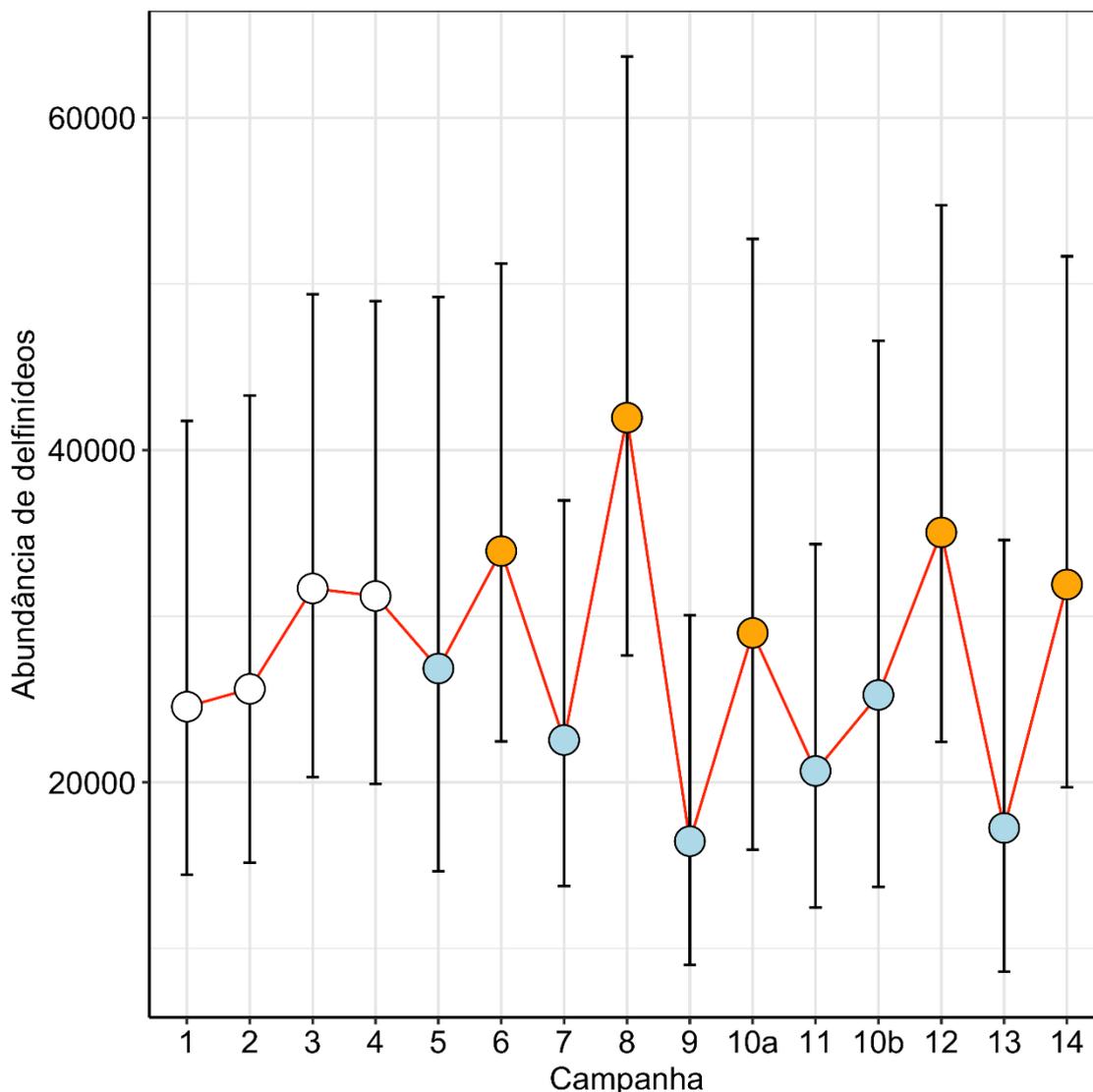


Figura V.3.1-5: Abundância de delphinídeos observados ao longo das Campanhas de Avistagem Embarcada em sete anos do PMC-BS. Círculos preenchidos em azul indicam campanhas realizadas no inverno/primavera, círculos preenchidos em laranja, no verão, e círculos não preenchidos, na primavera ou outono predominantemente.

As detecções do golfinho-pintado-do-Atlântico mais distantes que 1.000 metros da linha de transecção foram eliminadas. O melhor modelo para o golfinho-pintado-do-Atlântico foi a curva taxa-de-risco sem nenhum ajuste de série ou variável afetando a distância de detecção (**Figura V.3.1-6**). A abundância estimada variou acentuadamente entre as campanhas, de 2.799 a 26.909 indivíduos, acompanhando a variação sazonal observada na abundância de delphinídeos (**Tabela V.3.1-8**). A

abundância média ao longo de todas as campanhas foi de 12.402 indivíduos (IC 95% = 7.895 – 19.482; CV = 23,2%).

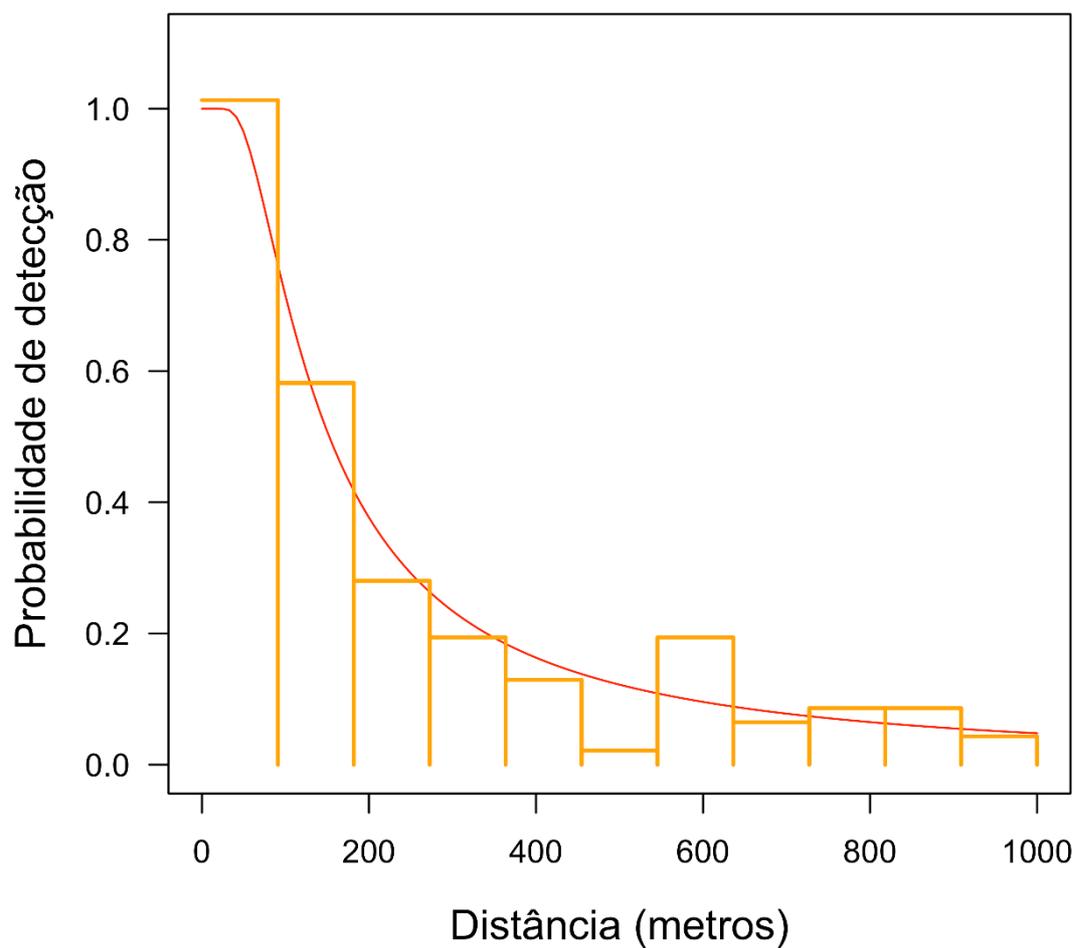


Figura V.3.1-6: Curva de detecção do golfinho-pintado-do-Atlântico (*Stenella frontalis*) nas Campanhas de Avistagem Embarcada em sete anos do PMC-BS.

Tabela V.3.1-8: Estimativa de densidade e abundância do golfinho-pintado-do-Atlântico (*Stenella frontalis*) durante as campanhas de Avistagem Embarcada em sete anos do PMC-BS. IC = intervalo de confiança; CV = Coeficiente de variação.

Campanha	Detecções	Densidade		Abundância		
		Indivíduos / 100 km ²	IC 95%	Estimativa	IC 95%	CV%
1	7	3,94	1,23 – 12,65	10.394	3.242 – 33.328	63,7
2	9	4,79	2,25 – 10,16	12.614	5.946 – 26.762	39,3
3	6	3,12	1,34 – 7,27	8.206	3.514 – 19.167	44,6
4	15	7,84	4,35 – 14,13	20.650	11.460 – 37.211	30,5
5	6	3,15	1,24 – 7,98	8.299	3.273 – 21.039	49,4
6	20	10,21	5,12 – 20,37	26.909	13.493 – 53.667	35,9
7	3	1,49	0,49 – 4,54	3.950	1.304 – 11.965	60,3
8	14	7,53	3,64 – 15,57	19.848	9.602 – 41.027	37,8
9	4	2,08	0,65 – 6,68	5.475	1.703 – 17.603	64,0
10a	10	10,18	4,24 – 24,45	26.814	11.167 – 64.386	45,4
11	2	1,06	0,29 – 3,90	2.799	763 – 10.275	72,6
10b	5	4,64	1,68 – 12,85	12.233	4.421 – 33.847	54,1
12	8	4,38	1,97 – 9,68	11.527	5.209 – 25.508	41,6
13	4	2,31	0,86 – 6,19	6.093	2.274 – 16.322	52,6
14	12	6,27	2,93 – 13,41	16.527	7.730 – 35.336	39,6

* A 10ª Campanha de Avistagem Embarcada foi realizada em duas etapas, pois foi interrompida em março/2020 – “Campanha 10a” – em decorrência da pandemia de COVID-19 e retomada em outubro/2020 para complementar o esforço amostral – “Campanha 10b”.

As detecções do golfinho-nariz-de-garrafa mais distantes que 800 metros da linha de transecção foram eliminadas. O melhor modelo para a espécie considerou a pista de detecção afetando a distância de detecção; grupos avistados apresentando comportamento aéreo (p.ex. salto) no momento da detecção foram avistados a uma distância maior da linha de transecção.

A abundância média do golfinho-nariz-de-garrafa ao longo de todas as campanhas do PMC-BS entre 2015 e 2022 foi de 4.158 indivíduos (IC 95% = 2.237 – 7.732; CV = 32,1%). A abundância da espécie variou entre as campanhas de 1.654 a 7.448 golfinhos (**Tabela V.3.1-9**).

Tabela V.3.1-9: Estimativa de densidade e abundância do golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) durante as campanhas de Avistagem Embarcada em sete anos do PMC-BS. IC = intervalo de confiança; CV = Coeficiente de variação.

Campanha	Detecções	Densidade		Abundância		
		Indivíduos / 100 km ²	IC 95%	Estimativa	IC 95%	CV%
1	2	0,76	0,20 – 2,86	2.008	534 – 7.552	74,5
2	3	1,08	0,34 – 3,39	2.843	905 – 8.932	62,8
3	3	1,05	0,33 – 3,36	2.774	869 – 8.852	63,6
4	3	1,06	0,33 – 3,41	2.792	868 – 8.976	64,3
5	2	0,71	0,18 – 2,67	1.870	496 – 7.051	74,8
6	5	1,72	0,66 – 4,52	4.548	1.735 – 11.917	51,6
7	4	1,35	0,47 – 3,85	3.560	1.250 – 10.140	56,7
8	7	2,54	1,08 – 5,97	6.709	2.859 – 15.743	45,1
9	8	2,81	1,22 – 6,45	7.403	3.222 – 17.006	43,9
10a*	2	1,37	0,23 – 7,91	3.625	631 – 20.840	103,9

Campanha	Detecções	Densidade		Abundância		
		Indivíduos / 100 km ²	IC 95%	Estimativa	IC 95%	CV%
11	3	1,07	0,27 – 4,28	2.838	715 – 11.274	78,4
10b*	1	0,63	0,11 – 3,51	1.654	296 – 9.240	103,4
12	5	1,84	0,63 – 5,43	4.870	1.658 – 14.304	58,4
13	6	2,34	0,86 – 6,36	6.178	2.277 – 16.764	53,6
14	8	2,82	1,81 – 6,77	7.448	3.111 – 17.830	46,2

* A 10ª Campanha de Avistagem Embarcada foi realizada em duas etapas, pois foi interrompida em março/2020 – “Campanha 10a” – em decorrência da pandemia de COVID-19 e retomada em outubro/2020 para complementar o esforço amostral – “Campanha 10b”.

Discussão sobre densidade e abundância

As estimativas de abundância geradas para misticetos mostraram um padrão sazonal que reflete o comportamento migratório da maioria das espécies de grandes baleias, com uma maior abundância no inverno, temporada de reprodução em águas brasileiras. As estimativas de abundância de misticetos no verão provavelmente se referem à baleia-de-Bryde (*Balaenoptera brydei*), a única espécie de grande baleia que não migra e é avistada em águas brasileiras durante todo o ano, apesar de nem todos os registros terem sido identificados em nível de espécie. Esta estimativa fornece uma ordem de grandeza de poucas centenas de indivíduos para a abundância desta espécie que, por se alimentar exclusivamente em águas brasileiras, tem grande importância ecológica para a Bacia de Santos.

A espécie de misticeto mais abundante na Bacia de Santos foi a baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*). As estimativas geradas pelas campanhas de Avistagem Embarcada mostram que esta espécie representa cerca de 50% da abundância de misticetos da Bacia de Santos no inverno. Além disso, as estimativas de baleias-jubarte na Bacia de Santos refletem o crescimento populacional que vem sendo observado para a população que se reproduz no litoral brasileiro (WEDEKIN et al., 2017; PAVANATO et al., 2017).

As estimativas de abundância geradas para delfínídeos durante as campanhas de Avistagem Embarcada também apresentaram um padrão sazonal, porém inverso ao padrão dos mysticetos, com maiores abundâncias no verão. Essa flutuação sazonal na abundância de delfínídeos na Bacia de Santos sugere um padrão de movimentação desses animais.

A variação na distribuição e abundância dos delfínídeos entre campanhas pode estar relacionada a condições oceanográficas e núcleos de maior produtividade. Os golfinhos do gênero *Stenella*, que são os mais abundantes na Bacia de Santos, têm preferência por águas mais quentes, da Corrente do Brasil. No verão, a intensidade desta corrente é maior e provavelmente exista maior movimento de grupos de golfinhos provenientes do norte, como as Bacias de Campos e do Espírito Santo. Além disso, a dinâmica da formação de meandros e vórtices na Corrente do Brasil, assim como a ressurgência induzida pelos ventos de Nordeste, a qual é comum nos meses de verão, contribuem para a penetração da Água Central do Atlântico Sul (ACAS) na região da plataforma na Bacia de Santos, provendo nutrientes às águas pobres sobre a plataforma (SILVEIRA et al., 2000).

Com base nos dados coletados nas campanhas de Avistagem Embarcada, foi possível gerar estimativas para o golfinho-pintado-do-Atlântico (*Stenella frontalis*) e para a subespécie oceânica do golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus truncatus*), dentre as mais frequentes dos delfínídeos. As duas estimativas são pioneiras para a costa brasileira. A estimativa para *Stenella frontalis* chegou a aproximadamente 26.900 golfinhos e segue um padrão sazonal de maior abundância no verão (**Tabela V.3.1-8**), conforme as estimativas para todos os delfínídeos. Já o *Tursiops truncatus* apresentou uma abundância que chegou a cerca de 7.400 golfinhos em uma campanha, mas não apresentou uma sazonalidade definida (**Tabela V.3.1-9**), sugerindo que a dinâmica das populações e os movimentos destas espécies são distintos.

V.3.2 Estimativa do Tamanho Efetivo da População

As estimativas do tamanho de censo (N_c) e do tamanho efetivo (N_e) da população estão entre os parâmetros mais importantes para a gestão e a conservação das

espécies, mas são difíceis de estimar em muitas populações naturais, incluindo os cetáceos. O N_e representa o número de indivíduos que contribuem com os genes para a próxima geração, sendo diretamente relacionado aos processos evolutivos, como taxas de deriva genética e perda de variabilidade genética, níveis de endogamia e eficácia da seleção, e é afetado pela proporção sexual, variação no sucesso reprodutivo, estrutura etária, migração e outros fatores demográficos (FRANKHAM et al., 2002). Geralmente o N_e é muito menor do que o tamanho de censo, demonstrando que simplesmente contar os indivíduos é insuficiente para prever as taxas de mudança evolutiva. Assim, as reduções em N_e estão relacionadas à redução da viabilidade populacional (LEBERG, 2005). Portanto, o tamanho efetivo da população é um parâmetro chave a longo prazo e essencial para a genética populacional, a biologia evolutiva e a biologia da conservação.

Vários métodos genéticos têm sido desenvolvidos para estimar N_e (LEBERG, 2005). Algumas abordagens estimam o N_e contemporâneo e outras o N_e histórico, sendo que a comparação de ambos fornece importantes informações sobre a dinâmica populacional (se a população está crescendo ou diminuindo). Além disso, se a taxa N_e/N_c é conhecida ou pode ser estimada, a estimativa de N_e pode fornecer informações sobre a abundância da população (FRANKHAM, 1995). Um dos métodos que estima o tamanho efetivo da geração parental (contemporâneo) por meio de dados genotípicos é baseado no desequilíbrio de ligação (*linkage disequilibrium* - LD), sendo de maior interesse para as ações de manejo e gestão das espécies ameaçadas (WAPLES; ENGLAND, 2011).

O tamanho efetivo contemporâneo da população foi estimado para as cinco espécies de delfinídeos (*T. truncatus*, *S. frontalis*, *S. longirostris*, *S. attenuata* e *D. delphis*) que apresentaram o maior número de amostras (número amostral maior que 20 indivíduos) coletado na Bacia de Santos durante os sete anos do PMC-BS, sendo que o N_e foi também estimado para as possíveis subpopulações costeiras e oceânicas de *T. truncatus* e *S. frontalis*. Adicionalmente, cada população foi avaliada para uma possível redução demográfica recente.

Análise dos dados

O programa NeEstimator v.2.01 (DO et al., 2014) foi usado para estimar o tamanho efetivo contemporâneo (N_e) das populações do golfinho-nariz-de-garrafa, do

golfinho-pintado-do-Atlântico, do golfinho-rotador, do golfinho-pintado-pantropical e do golfinho-comum-de-bico-curto com base nos dados dos locos de microsatélites dessas cinco espécies. O programa é baseado no método de desequilíbrio de ligação, e calcula estimativas separadas usando diferentes critérios para excluir alelos raros. O modelo de acasalamento aleatório e os seguintes valores críticos (P_{crit}): 0,05, 0,02 e 0,01, com intervalos de confiança de 95% foram usados. No entanto, o valor P_{crit} de 0,02 foi escolhido para reduzir o viés para alelos de baixa frequência, fornecendo melhor precisão e estimativas mais confiáveis.

Para avaliar se essas populações sofreram uma redução demográfica recente, dois métodos implementados no programa BOTTLENECK v. 1.2.0.2 (PIRY et al., 1999) foram usados: 1) teste para um déficit de alelos raros em uma amostra de locos (método gráfico); e 2) teste para excesso de heterozigosidade observado baseado no *two-phase model* (TPM) através de 10.000 iterações usando o *one-tailed Wilcoxon signed-rank test*. Um nível de probabilidade abaixo de 0,05 foi considerado significativo.

Estimativas de tamanho efetivo contemporâneo da população

O N_e contemporâneo estimado com NeEstimator para os golfinhos-nariz-de-garrafa da Baía de Santos foi de 505 indivíduos (IC 95% = 239 - ∞ ; tamanho médio da amostra harmônica = 101,6) para o P_{crit} de 0,02 (**Tabela V.3.2-1**). As análises com BOTTLENECK não forneceram evidências para uma redução demográfica recente, tanto para o teste de excesso de heterozigosidade não significativo ($P = 0,230$), quanto para o teste de déficit de alelos raros, com a distribuição das frequências dos alelos em forma de L. Adicionalmente, o N_e foi estimado em 781 (IC 95% = 237 - ∞ ; tamanho médio da amostra harmônica = 76) e 201 indivíduos (IC 95% = 64,4 - ∞ ; tamanho médio da amostra harmônica = 25,3) para os golfinhos-nariz-de-garrafa amostrados mais próximos à costa e em áreas oceânicas, respectivamente.

Para os golfinhos-pintados-do-Atlântico, o N_e contemporâneo foi estimado em 380 indivíduos (IC 95% = 253 - 705; tamanho médio da amostra harmônica = 140) para o P_{crit} de 0,02 (**Tabela V.3.2-1**). Não houve evidência para um declínio populacional recente, sendo que a distribuição das frequências dos alelos foi claramente em forma de L e o teste para excesso de heterozigosidade com base no modelo TPM não foi significativo ($P = 0,065$). N_e foi também estimado em 407 (IC 95%

= 215 - 2367; tamanho médio da amostra harmônica = 74) e 485 indivíduos (IC 95% = 210 - ∞; tamanho médio da amostra harmônica = 65,7) para os golfinhos-pintados-do-Atlântico amostrados mais próximos à costa e em áreas oceânicas, respectivamente.

Já para os golfinhos-rotadores da Bacia de Santos foi estimado um N_e contemporâneo de 493 indivíduos (IC 95% = 221 - ∞; tamanho médio da amostra harmônica = 65,9) para o P_{crit} 0,02 (**Tabela V.3.2-1**), e não houve evidência para um declínio populacional recente, sendo que o teste para excesso de heterozigosidade não foi significativo ($P = 0,101$) e a distribuição das frequências dos alelos foi em forma de L.

Enquanto para os golfinhos-pintados-pantropical da Bacia de Santos o N_e contemporâneo foi estimado em 192 indivíduos (IC 95% = 73 - ∞; tamanho médio da amostra harmônica = 20), para os golfinhos-comum-de-bico-curto foi estimado em 7024 indivíduos (IC 95% = 101 - ∞; tamanho médio da amostra harmônica = 30), para o valor crítico 0,02 (**Tabela V.3.2-1**). Para ambas as espécies não houve evidências de redução demográfica recente, tanto para o teste de excesso de heterozigosidade ($P = 0,312$ e $P = 0,421$, respectivamente para *S. attenuata* e *D. delphis*), quanto para o teste de déficit de alelos raros, com a distribuição das frequências dos alelos em forma de L.

Tabela V.3.2-1: Estimativas de tamanho efetivo contemporâneo das populações de cinco delfínídeos (*T. truncatus*, *S. frontalis*, *S. longirostris*, *S. attenuata* e *D. delphis*) amostrados no PMC-BS para os diferentes valores críticos (P_{crit}). IC = intervalo de confiança.

Espécies	P_{crit} 0,01		P_{crit} 0,02		P_{crit} 0,05	
	Estimativa	IC 95%	Estimativa	IC 95%	Estimativa	IC 95%
<i>Tursiops truncatus</i>	479	254 - 2507	505	239 - ∞	1164	252 - ∞
<i>Stenella frontalis</i>	555	357 - 1157	380	253 - 705	273	172 - 568
<i>Stenella longirostris</i>	380	206 - ∞	493	221 - ∞	704	185 - ∞
<i>Stenella attenuata</i>	192	73 - ∞	192	73 - ∞	185	55 - ∞
<i>Delphinus delphis</i>	∞	125 - ∞	7024	101 - ∞	266	65 - ∞

Conforme esperado, as estimativas de N_e contemporâneo variaram entre os diferentes valores de P_{crit} para cada espécie (**Tabela V.3.2-1**), mas a estimativa recomendada para o P_{crit} 0,02, que exclui alelos com frequências inferiores a 0,02, foi intermediária entre as outras duas estimativas (**Figura V.3.2-1**). Waples et al. (2014) indicaram que, dependendo das combinações entre o verdadeiro N_e , o tamanho da amostra e os valores de P_{crit} estimativas tendenciosas podem ser geradas. Os golfinhos-comum-de-bico-curto apresentaram um N_e superestimado ($N_e = 7024$) e têm a menor diversidade genética nuclear entre as cinco espécies de delfínídeos. Essa superestimativa de N_e para *D. delphis* provavelmente deve estar relacionada ao tamanho amostral ($n = 30$) usado para a espécie, indicando que o pequeno tamanho amostral piora a precisão do método. Portanto, as estimativas de N_e tanto para *D. delphis* quanto para *S. attenuata* foram tendenciosas e espera-se, com o aumento do

número amostral, obter estimativas mais precisas para as duas espécies. Assim, essas estimativas não foram discutidas nesse relatório.

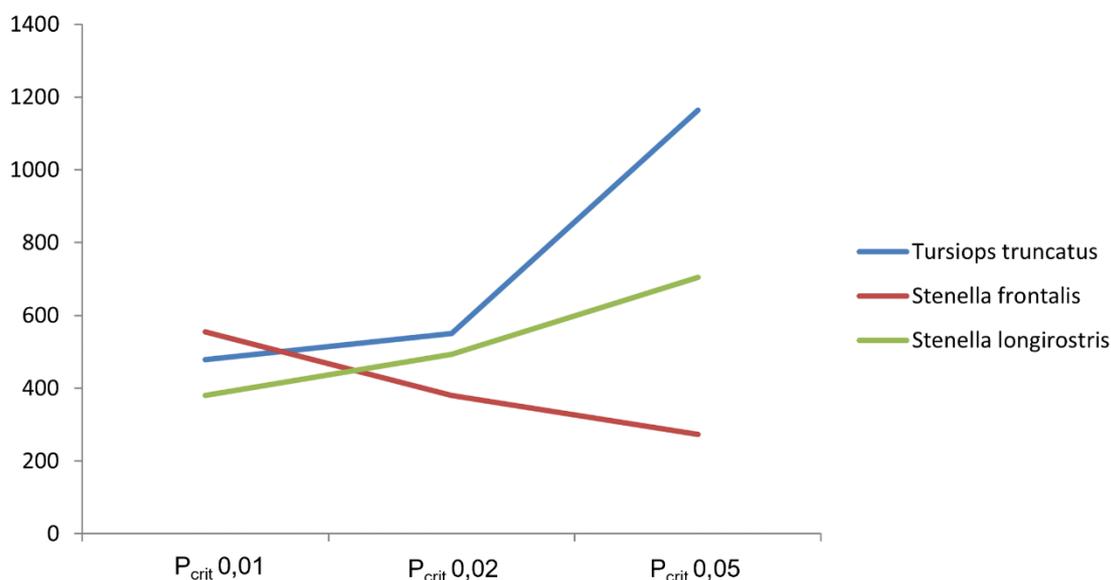


Figura V.3.2-1: Estimativas de N_e contemporâneo para os diferentes valores críticos para *Tursiops truncatus*, *Stenella frontalis* e *Stenella longirostris*.

Franklin & Frankham (1998) sugeriram que o tamanho populacional mínimo viável a curto prazo é $N_e > 50$, e o tamanho populacional mínimo viável a longo prazo é $N_e > 500$. Não foi detectado um *bottleneck* genético recente para as populações dos três delfínidos bem amostrados, e, baseado nas estimativas de N_e , elas não estão ameaçadas pela depressão por endogamia (> 50). No entanto, embora as estimativas de *T. truncatus* e *S. longirostris* estejam próximas do limite recomendado de 500 indivíduos, a estimativa de *S. frontalis* está abaixo desse limite, considerado necessário para preservar o potencial evolutivo dessa população.

Existem poucos estudos com estimativas de N_e contemporâneo para cetáceos, principalmente para odontocetos. Alguns estudos recentes apresentaram estimativas de N_e contemporâneo para os golfinhos-nariz-de-garrafa do Arquipélago de Bocas Del Toro, no Panamá; para os golfinhos-burrnan (*Tursiops australis*) na costa sudeste da Austrália; para os golfinhos-rotadores em Fernando de Noronha; para os golfinhos-de-hector (*Cephalorhynchus hectori hectori*) na Nova Zelândia e para as

toninhas na costa do Espírito Santo (FMAIa) (CHARLTON-ROBB et al., 2015; BARRAGÁN-BARRERA et al., 2017; HAMNER et al., 2017; FARIA et al., 2020; DE OLIVEIRA et al., 2020).

A população de *T. truncatus* do Panamá apresentou uma baixa diversidade genética e o N_e estimado variou entre 73 (95% IC 18 - ∞) e 122 (95% IC 22 - ∞) indivíduos para os P_{crit} 0,05 e 0,02, respectivamente (BARRAGÁN-BARRERA et al., 2017). Da mesma forma, as populações de *T. australis* do sudeste da Austrália apresentaram baixa diversidade genética, e as estimativas de N_e foram de 81,5 (95% IC 30 - 290) indivíduos para a população da Baía de Port Phillip e de 65,5 (95% IC 38 - 144) indivíduos para a população dos Lagos de Gippsland para o P_{crit} de 0,05 (CHARLTON-ROBB et al., 2015).

A população de toninhas da FMAIa, na costa do Espírito Santo, apresentou a menor diversidade genética de todas as outras FMAs e o N_e estimado foi de 117 (95% CI 27 - ∞) indivíduos (DE OLIVEIRA et al., 2020). Apesar de um *bottleneck* genético recente não ter sido detectado para essas populações, elas são pequenas, isoladas, geneticamente distintas e com baixos níveis de diversidade genética, apresentando um risco maior de extinção. Ao contrário, as populações de *T. truncatus*, *S. longirostris* e *S. frontalis* na Bacia de Santos têm uma alta diversidade genética mitocondrial e nuclear e os N_e s estimados foram bem acima do requerido para manter a saúde genética populacional a curto prazo.

No entanto, o N_e estimado para os de *T. truncatus* amostrados em áreas costeiras ($N_e = 781$) foi três vezes maior do que aquele ($N_e = 201$) estimado para os indivíduos das áreas oceânicas. Apesar de a última estimativa ser similar ao N_e estimado em 272 indivíduos para a população de *C. hectori hectori*, que possui uma alta diversidade genética (HAMNER et al., 2012; 2017), essa subestimativa deve ser devido ao pequeno tamanho amostral de *T. truncatus* na área oceânica da Bacia de Santos. Por outro lado, as estimativas foram similares para os *S. frontalis* amostrados nas áreas costeiras ($N_e = 407$) e oceânicas ($N_e = 485$) da Bacia de Santos, indicando que as possíveis populações da espécie possuem um tamanho efetivo moderado.

Embora a população de *S. longirostris* de Fernando de Noronha tenha apresentado uma diversidade genética muito baixa, o tamanho efetivo contemporâneo foi estimado em 491 indivíduos (95% CI 153 - ∞) (FARIA et al., 2020), similar ao estimado ($N_e = 493$) para a população da espécie na Bacia de Santos, que

apresentou uma elevada variabilidade genética.

No entanto, o método de estimativa de N_e baseado em desequilíbrio de ligação presume população fechada com gerações discretas (sem sobreposição de gerações), acasalamento aleatório e contribuição igual de indivíduos para a próxima geração, e essas suposições raramente são completamente satisfeitas em populações naturais. Além disso, uma das fontes de potencial viés é o fluxo gênico entre populações adjacentes, sendo que taxas de migração de aproximadamente 10% ou mais podem resultar em uma estimativa de N_e da metapopulação (WAPLES; ENGLAND, 2011). Portanto, a compreensão da estrutura genética populacional e das conexões migratórias dessas espécies na Bacia de Santos é fundamental para estimativas de tamanho efetivo populacional mais robustas.

Considerando que as taxas de N_e/N_c não são conhecidas para essas espécies, impossibilitando estimar a abundância, a comparação das estimativas de N_e com as estimativas de abundância (ver item **V.3.1 Estimativas de densidade e abundância de cetáceos**) para duas dessas espécies não foram corroboradas, sendo que a estimativa de abundância foi maior para *S. frontalis* (variação da abundância entre campanhas de 2.799 a 26.909 indivíduos) do que para *T. truncatus* (variação entre campanhas de 1.654 a 7.449 indivíduos). Além disso, enquanto as estimativas de abundância são da população atual, naquele período (curto prazo), as estimativas de N_e contemporâneo, baseadas em desequilíbrio de ligação, são da geração parental, portanto, representando o número efetivo dos pais que produziram indivíduos da amostra atual.

Apesar de as estimativas do N_e contemporâneo para essas cinco espécies que ocorrem na Bacia de Santos serem preliminares, elas são importantes e auxiliarão o monitoramento dessas populações em longo prazo. Para isso, uma recomendação é a obtenção de estimativas de N_e comparáveis a cada geração das espécies, tentando também reduzir as incertezas dos parâmetros chave, por exemplo, aumentando o número de locos de microssatélites para cada espécie, e o n amostral para *D. delphis* e *S. attenuata* da Bacia de Santos.

V.3.3 Diversidade Genética

A diversidade genética é considerada uma medida da biodiversidade que

representa a variação genética de cada espécie e é fundamental para uma população se adaptar às mudanças ambientais, isto é, representa seu potencial evolutivo (FRANKHAM et al., 2010). Os níveis de diversidade genética dentro das espécies são determinados pela interação entre a seleção natural e deriva genética, influenciada pelo isolamento geográfico, sistemas de acasalamento e tamanho da população. A perda da diversidade genética em espécies e populações é considerada uma das principais ameaças e pode aumentar o risco de extinção. Portanto, o conhecimento da diversidade genética é importante para avaliar o *status* de conservação e definir estratégias adequadas de proteção e manejo para as espécies de cetáceos que estão atualmente expostas a uma variedade de impactos antropogênicos.

Ao longo dos sete anos do PMC-BS, os níveis de diversidade genética mitocondrial e nuclear foram estimados para cada espécie de cetáceo amostrada na Bacia de Santos, com um número amostral mínimo de cinco indivíduos. Com esse tamanho amostral mínimo é possível ter uma estimativa bem preliminar da diversidade genética, mas quanto maior o n amostral maior será a precisão do parâmetro estimado. De acordo com Takezake & Nei (1996), um tamanho amostral entre 10 e 50 indivíduos é requerido para estimativas mais realísticas. Portanto, para as espécies de cetáceos bem-amostradas foi considerado um tamanho amostral de pelo menos 10 indivíduos.

Amostras duplicadas (reamostragem ou recaptura do mesmo indivíduo) foram detectadas pela identificação individual por meio dos genótipos (ver abaixo), do haplótipo do DNA mitocondrial (DNAMt) e do sexo do indivíduo. Essas amostras duplicadas não foram incluídas nas análises seguintes.

Diversidade genética mitocondrial

O número de haplótipos e os índices de diversidade genética para o DNAMt, como diversidade haplotípica (h) e nucleotídica (π), foram estimados usando o programa DNASP 6.12.1 (ROZAS et al., 2017).

A espécie com o maior número amostral do PMC-BS foi o golfinho-pintado-do-Atlântico (*Stenella frontalis*) com um total de 147 amostras coletadas ao longo dos sete anos. No entanto, cinco amostras duplicadas foram removidas das análises seguintes. O alinhamento das 142 sequências da região controle do DNAMt (685 pares de base) resultou em 17 haplótipos definidos por 21 sítios polimórficos. O

golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) foi a segunda espécie mais amostrada, com 110 amostras coletadas, sendo que 107 forneceram sequências de alta qualidade para a região controle do DNAm. Após a remoção de quatro amostras duplicadas, o alinhamento de 103 sequências (675 pares de base) resultou em 19 haplótipos definidos por 37 sítios polimórficos (**Tabela V.3.3-1**).

Das 68 amostras do golfinho-rotador (*Stenella longirostris*), duas amostras duplicadas foram removidas das análises, e o alinhamento das 66 sequências (686 pares de base) resultou em 30 haplótipos definidos por 40 sítios polimórficos. Das 21 amostras do golfinho-pintado-pantropical (*Stenella attenuata*), uma amostra duplicada foi removida das análises, e o alinhamento das 20 sequências (698 pares de base) resultou em cinco haplótipos definidos por 14 sítios polimórficos. Não houve amostras duplicadas para as outras espécies de delfínidos e o número de haplótipos variou de dois (*Globicephala macrorhynchus*) a 10 (*Stenella clymene*). Entretanto, o alinhamento das sequências das 10 amostras de orca (*Orcinus orca*) resultou em apenas um haplótipo (**Tabela V.3.3-1**).

A baleia-sei (*Balaenoptera borealis*) foi a espécie de misticeto mais amostrada, com um total de 37 amostras coletadas durante os sete anos do PMC-BS, para as quais foram detectados 22 haplótipos (708 pares de base) definidos por 19 sítios polimórficos. A segunda espécie de baleia mais amostrada foi a baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*), com 34 amostras obtidas (incluindo três amostras coletadas na costa norte de Santa Catarina), sendo que 33 forneceram sequências de alta qualidade para a região controle do DNAm e três duplicadas foram removidas das análises seguintes. Portanto, para as 30 amostras foram detectados 23 haplótipos (690 pares de base) definidos por 36 sítios polimórficos (**Tabela V.3.3-1**). Dezenove haplótipos já haviam sido previamente encontrados nessa população de baleia-jubarte que frequenta o litoral brasileiro, considerada estoque reprodutivo A (CYPRIANO-SOUZA et al., 2017).

Entretanto, para as 15 amostras de baleia-de-Bryde (*Balaenoptera brydei*), o alinhamento das sequências (677 pares de base) resultou em apenas três haplótipos definidos por seis sítios polimórficos. Já os alinhamentos das sequências (694 e 720 pares de base, respectivamente) das seis amostras (após remoção de uma duplicada) de baleia-fin (*Balaenoptera physalus*) e das oito amostras de baleia-minke-Antártica (*Balaenoptera bonaerensis*) resultaram em seis e oito haplótipos definidos

por 13 e 29 sítios polimórficos, respectivamente para cada espécie (**Tabela V.3.3-1**).

O número de haplótipos e as diversidades haplotípicas (h) e nucleotídicas (π) para cada espécie, com um número amostral mínimo de 5 indivíduos, são apresentados na **Tabela V.3.3-1**. Entre os odontocetos bem-amostrados ($n > 10$ amostras), *S. clymene* foi a espécie que apresentou a maior diversidade haplotípica ($h = 0,956$) e *S. longirostris* a maior diversidade nucleotídica ($\pi = 1,66\%$), enquanto *Steno bredanensis* apresentou a menor diversidade haplotípica ($h = 0,667$) e *D. delphis* a menor diversidade nucleotídica ($\pi = 0,18\%$). Para as espécies de mysticetos bem amostradas ($n > 10$ amostras), enquanto *M. novaeangliae* e *B. borealis* exibiram uma diversidade genética elevada, *B. brydei* apresentou uma diversidade genética mitocondrial muito baixa ($h = 0,257$ e $\pi = 0,13\%$).

Tabela V.3.3-1: Diversidade do DNA mitocondrial das espécies de cetáceos amostradas na Baía de Santos. n = número de amostras, Seq. (pb) = sequência em pares de bases, S = sítios polimórficos, H = haplótipos, h = diversidade haplotípica, π = diversidade nucleotídica (%).

Espécie	n	Seq. (pb)	S	H	H	π %
<i>Eubalaena australis</i>	2	682	-	2	-	-
<i>Balaenoptera musculus</i>	4	698	19	4	-	-
<i>Balaenoptera physalus</i>	6	694	13	6	1,000	0,77
<i>Balaenoptera borealis</i>	37	708	19	22	0,956	0,85
<i>Balaenoptera brydei</i>	15	677	6	3	0,257	0,13
<i>Balaenoptera bonaerensis</i>	8	720	29	8	1,000	1,30
<i>Megaptera novaeangliae</i>	30	690	36	23	0,982	1,35
<i>Physeter macrocephalus</i>	5	731	3	2	0,400	0,16
<i>Orcinus orca</i>	10	668	-	1	-	-
<i>Peponocephala electra</i>	5	700	7	4	0,900	0,48
<i>Globicephala macrorhynchus</i>	19	696	2	2	0,105	0,00
<i>Tursiops truncatus</i>	103	675	37	19	0,877	1,28
<i>Steno bredanensis</i>	18	659	7	6	0,667	0,29
<i>Sotalia guianensis</i>	2	704	-	1	-	-
<i>Stenella frontalis</i>	142	685	21	17	0,835	0,51
<i>Stenella longirostris</i>	66	686	40	30	0,944	1,66
<i>Stenella attenuata</i>	20	698	14	5	0,726	0,56
<i>Stenella clymene</i>	14	684	22	10	0,956	0,95
<i>Delphinus delphis</i>	30	696	8	9	0,784	0,18

Diversidade genética nuclear

Para identificar possíveis alelos nulos (alelos não amplificados) e erros de genotipagem para os locos foi usado o programa MICRO-CHECKER, versão 2.2.3 (VAN OOSTERHOUT et al., 2004). Para a análise o programa requer um número amostral mínimo de 10 indivíduos. Portanto, somente as espécies bem-amostradas ($n > 10$ amostras) foram avaliadas. Nenhuma evidência de erro de genotipagem foi encontrada nos locos analisados para as 11 espécies (8 odontocetos e 3 mysticetos). Embora tenha havido indicação de alelos nulos para alguns poucos locos (D08, TexVet5 e TexVet7) em algumas espécies de delphinídeos, eles não foram excluídos das análises posteriores porque a remoção desses locos não afeta os resultados.

Posteriormente, a identidade de genótipos (identificação individual) foi investigada por meio do programa GENECAP (WILBERG; DREHER, 2004), o qual compara cada genótipo de multilocos individuais com todos os outros genótipos para determinar aqueles que são idênticos (recaptura ou repetição). O programa também calcula a probabilidade de identidade ($P_{(ID)}$ e $P_{(ID)sib}$) e cria histórias de captura.

Conforme relatado no Relatório Consolidado 1 do PMC-BS (PETROBRAS, 2021c), foram identificados genótipos idênticos para as amostras (G200 e G201; G337 e G338; G392 e G393) de três machos e as amostras (G472 e G473; G490 e G492) de duas fêmeas de golfinho-pintado-do-Atlântico (*S. frontalis*); duas amostras (G412 e G413) de um macho de golfinho-rotador (*S. longirostris*); duas amostras (G480 e G481) de um macho de golfinho-pintado-pantropical (*S. attenuata*); as amostras (G204 e G205; G439 e G440) de duas fêmeas de cachalote (*Physeter macrocephalus*); as amostras (GM1 e GM2; G146 e G147; G156 e G157) de três machos de baleia-jubarte (*M. novaeangliae*); duas amostras (G129 e G130) de um macho de baleia-fin (*B. physalus*); e cinco amostras (G160 a G164) de pele de baleia-azul (*B. musculus*) coletadas na água, que pertenciam a um único macho.

Para o golfinho-nariz-de-garrafa (*T. truncatus*), além da reamostragem de dois machos (amostras: G208 e G209; G239 e G240) nos anos anteriores, dois genótipos idênticos foram identificados entre as amostras de uma fêmea (G553 e G554) e de um macho (G559 e G560) amostrados na 14ª Campanha de Avistagem Embarcada e MAP, as quais apresentaram os mesmos haplótipos (HT5 e HT3, respectivamente, para cada genótipo) de DNAm, confirmando reamostragem dos dois indivíduos. Todas as reamostragens foram durante a mesma avistagem.

O único caso de recaptura em diferentes avistagens foi de uma fêmea de golfinho-rotador que foi amostrada (amostra G215) pela primeira vez em um grupo de 800 indivíduos, e foi reamostrada (amostra G246) após 56 dias em um grupo misto de *S. longirostris* e *S. clymene* (ver item **V.2.1 Movimentos**). Não foram identificados genótipos idênticos entre as amostras das outras espécies, portanto, os genótipos das 564 amostras de cetáceos (incluindo as três baleias-jubarte (GM1 a GM3) amostradas no norte de Santa Catarina) coletadas na Bacia de Santos correspondem a 542 indivíduos diferentes.

A diversidade genética nuclear foi estimada como número de alelos por loco (K), número médio de alelos por loco (A), heterozigozidade observada (H_o) e esperada (H_e), supondo equilíbrio de Hardy-Weinberg para cada um dos locos, usando o programa CERVUS, versão 3.0 (KALINOWSKI et al., 2007), para as espécies com um número amostral mínimo de cinco indivíduos, e cada amostra contendo pelo menos seis locos de microssatélites.

O **Anexo V.3.3-1 (Volume II)** exhibe o número de alelos por loco (K) para cada espécie. Todas as espécies apresentaram todos ou a maioria dos locos polimórficos. A **Tabela V.3.3-2** traz o número médio de alelos por loco (A), a heterozigozidade observada (H_o) e a esperada (H_e) para as 16 espécies com um número amostral mínimo de 5 indivíduos.

Entre as oito espécies de odontocetos bem-amostradas ($n > 10$ amostras), o número de alelos por loco (exceto o loco MK6 de *S. bredanensis*, que foi monomórfico) variou de 2 (TexVet7) em *S. bredanensis* a 24 (EV1) em *S. frontalis* (**Anexo V.3.3-1 - Volume II**). Enquanto *S. frontalis* exibiu o maior número médio de alelos por loco ($A = 13$) e *G. macrorhynchus* teve a maior heterozigozidade média observada ($H_o = 0,782$), *S. bredanensis* apresentou a menor diversidade genética nuclear ($A = 4,66$ e $H_o = 0,439$) (**Tabela V.3.3-2**).

Para os três mysticetos bem-amostrados ($n > 10$ amostras), o número de alelos por loco (exceto o loco EV37 de *B. brydei*, que foi monomórfico) variou de 2 (EV94) em *B. brydei* a 19 (EV37) em *B. borealis* (**Anexo V.3.3-1 - Volume II**). Enquanto *B. borealis* foi a espécie de mysticeto com maior diversidade genética nuclear ($A = 12,44$ e $H_o = 0,782$), *B. brydei* apresentou a menor diversidade, com o número médio de alelos por loco de 4,00 e heterozigozidade média observada de 0,447 (**Tabela V.3.3-2**).

Tabela V.3.3-2: Diversidade dos locos de microssatélites dos cetáceos amostrados na Bacia de Santos. n = número de amostras, N = número de locos, A = número médio de alelos por loco, H_o = heterozigozidade observada, H_E = heterozigozidade esperada, $P_{(ID)}$ e $P_{(ID)sib}$ = probabilidades de identidade.

Espécie	n	N	A	H_o	H_E	$P_{(ID)}$	$P_{(ID)sib}$
<i>Balaenoptera physalus</i>	6	9	6,89	0,749	0,856	$7,56 \times 10^{-12}$	$1,18 \times 10^{-4}$
<i>Balaenoptera borealis</i>	37	9	12,44	0,784	0,822	$9,51 \times 10^{-14}$	$7,80 \times 10^{-5}$
<i>Balaenoptera brydei</i>	14	9	4,00	0,447	0,523	$6,73 \times 10^{-6}$	$5,18 \times 10^{-3}$
<i>Balaenoptera bonaerensis</i>	8	9	8,33	0,873	0,881	$2,90 \times 10^{-13}$	$6,38 \times 10^{-5}$
<i>Megaptera novaeangliae</i>	30	9	10,33	0,708	0,789	$5,67 \times 10^{-12}$	$1,49 \times 10^{-4}$
<i>Physeter macrocephalus</i>	5	10	3,40	0,645	0,654	$2,19 \times 10^{-7}$	$1,19 \times 10^{-3}$
<i>Orcinus orca</i>	10	10	4,80	0,512	0,603	$7,30 \times 10^{-8}$	$1,13 \times 10^{-3}$
<i>Peponocephala electra</i>	5	9	4,22	0,688	0,676	$1,43 \times 10^{-7}$	$1,47 \times 10^{-3}$
<i>Globicephala macrorhynchus</i>	19	8	8,38	0,782	0,813	$2,39 \times 10^{-10}$	$3,73 \times 10^{-4}$
<i>Tursiops truncatus</i>	105	8	12,62	0,722	0,815	$3,27 \times 10^{-11}$	$2,62 \times 10^{-4}$
<i>Steno bredanensis</i>	18	9	4,66	0,439	0,477	$3,35 \times 10^{-6}$	$6,82 \times 10^{-3}$
<i>Stenella frontalis</i>	142	10	13,00	0,743	0,823	$8,44 \times 10^{-14}$	$2,93 \times 10^{-5}$
<i>Stenella longirostris</i>	66	9	12,66	0,699	0,798	$3,24 \times 10^{-13}$	$1,02 \times 10^{-4}$
<i>Stenella attenuata</i>	20	10	11,20	0,765	0,839	$2,29 \times 10^{-14}$	$2,86 \times 10^{-5}$
<i>Stenella clymene</i>	14	10	11,30	0,766	0,877	$3,25 \times 10^{-15}$	$1,90 \times 10^{-5}$
<i>Delphinus delphis</i>	30	8	8,87	0,666	0,764	$1,10 \times 10^{-9}$	$5,74 \times 10^{-4}$

Discussão sobre diversidade Genética

Sete espécies de odontocetos (*T. truncatus*, *S. frontalis*, *S. longirostris*, *S. attenuata*, *S. clymene*, *D. delphis* e *G. macrorhynchus*) das oito bem-amostradas na Bacia de Santos apresentaram moderados a altos níveis de diversidade genética para ambos os marcadores, mitocondrial (exceto para *G. macrorhynchus*) e nuclear, similares aos níveis encontrados em outras populações dessas espécies (OREMUS et al., 2007; 2009; QUEROUIL et al., 2007; 2010; MIRIMIN et al., 2009; CABALLERO et al., 2013; COURBIS et al., 2014; LOUIS et al., 2014; LOWTHER-THIELEKING et al., 2014; VIRICEL; ROSEL, 2014). Essa elevada variabilidade genética é característica das grandes populações panmíticas, que apresentam altos níveis de mobilidade em seu habitat.

Embora o golfinho-pintado-do-Atlântico (*S. frontalis*) esteja atualmente classificado como "Baixo Risco" (LC) pela União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN) (BRAULIK; JEFFERSON, 2018), no Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção a espécie está como "Deficiente em Dados" (DD)

(ICMBio, 2011b). Essa carência de informações sobre a espécie e a ausência de estimativas confiáveis do tamanho populacional podem afetar a conservação da espécie que está exposta a uma variedade de impactos antropogênicos.

A alta variabilidade genética encontrada nos indivíduos de *S. frontalis* amostrados na Bacia de Santos não corrobora as baixas diversidades haplotípica e nucleotídica do DNAm encontradas na população que ocorre no Sul-Sudeste do Brasil de um estudo recente (DO AMARAL et al., 2021). Pouco se sabe sobre a estrutura populacional de *S. frontalis* no Brasil e, apesar de ter sido sugerido que essa população do Sul-Sudeste está reprodutivamente isolada da população do nordeste, não se sabe se existe uma subestruturação nessa área entre 22°S e 34°S. Por outro lado, os níveis elevados de diversidade genética são similares àqueles encontrados nos indivíduos do grupo oceânico da população do oeste do Oceano Atlântico Norte e da população das Ilhas dos Açores, que foram maiores do que os níveis encontrados nos indivíduos do grupo da plataforma continental do oeste desse oceano, o que é um indicativo de uma população maior panmítica (VIRICEL; ROSEL, 2014).

Estudos genéticos das populações do golfinho-nariz-de-garrafa (*T. truncatus*) no Oceano Atlântico Sul Ocidental encontraram uma alta diversidade genética nas populações do ecótipo oceânico (com exceção da população do Arquipélago de São Pedro e São Paulo) e uma baixa diversidade genética nas populações do ecótipo costeiro (COSTA et al., 2015; FRUET et al., 2017; OLIVEIRA et al., 2019). Recentemente, esses ecótipos de *T. truncatus*, que são diferenciados genética e morfologicamente, foram validados como duas subespécies diferentes (FRUET et al., 2017; IWC, 2018; COSTA et al., 2021) ou mesmo espécies diferentes (WICKERT et al., 2016).

Os indivíduos de *T. truncatus* amostrados na Bacia de Santos apresentaram uma morfologia característica do ecótipo oceânico ou subespécie *T. truncatus truncatus* (conforme SIMÕES-LOPES et al., 2019). Além disso, o compartilhamento dos haplótipos encontrados nos indivíduos da Bacia de Santos com aqueles encontrados na subespécie de *T. truncatus truncatus* (ver item **V.2.3 Estrutura Genética Populacional**) e a alta variabilidade genética encontrada nesses indivíduos, similar àquela encontrada no ecótipo oceânico, principalmente no grupo amostrado nas Bacias de Campos e Santos (OLIVEIRA et al., 2019; COSTA et al., 2021), confirmam

que os golfinhos-nariz-de-garrafa amostrados tanto na plataforma continental mais próximos à costa quanto na área oceânica do Talude da Bacia de Santos pertencem ao ecótipo oceânico.

Os golfinhos-rotadores (*S. longirostris*) amostrados na Bacia de Santos apresentaram os mais altos níveis de diversidade genética de todas as espécies de odontocetos, e similares àqueles das populações da espécie no Arquipélago da Sociedade (Polinésia Francesa), nas Ilhas Mariana, nas Ilhas Samoa e no Arquipélago de Maiote (OREMUS et al., 2007; ANDREWS et al., 2013; MARTIEN et al., 2014; VIRICEL et al., 2016). Em contrapartida, um estudo genético recente revelou que a população de *S. longirostris* do Arquipélago de Fernando de Noronha, Oceano Atlântico Sul Ocidental, tem a mais baixa diversidade genética mitocondrial de todas as populações da espécie no mundo, e que essa população tem um maior isolamento genético do que as outras populações de ilhas de diferentes bacias oceânicas (FARIA et al., 2020). No entanto, os autores sugerem que pode haver um fluxo gênico restrito entre essa população de Fernando de Noronha e os golfinhos-rotadores de outras localidades da costa do Brasil. Mas, para testar essa hipótese, é necessário avaliar a relação genética entre os indivíduos da Bacia de Santos e do Arquipélago.

Embora os indivíduos de golfinho-pintado-pantropical (*S. attenuata*) da Bacia de Santos tenham apresentado uma diversidade genética mitocondrial menor do que a das outras espécies de *Stenella*, essa diversidade haplotípica foi maior do que a encontrada para a espécie nas ilhas do Havaí. No entanto, a diversidade genética nuclear foi um pouco menor do que os níveis encontrados nessa mesma população do Havaí (COURBIS et al., 2014). Esses dados são importantes para o conhecimento do status da espécie considerada como "Deficiente em Dados" (DD) no Brasil (ICMBio, 2011b).

O golfinho-comum-de-bico-curto (*D. delphis*) está classificado como "Baixo Risco" na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas (BRAULIK et al., 2021), e como "Deficientes em Dados" (DD) no Brasil. Além disso, existe uma escassez de dados genéticos para a espécie no Oceano Atlântico Sul Ocidental. Apesar de os indivíduos de *D. delphis* da Bacia de Santos terem apresentado uma alta diversidade haplotípica ($h = 0,784$), a diversidade nucleotídica foi a mais baixa dos delfínídeos ($\pi = 0,18\%$) e a diversidade genética nuclear foi a segunda mais baixa dos delfínídeos bem

amostrados ($n > 10$). Além disso, essa população apresentou uma diversidade genética menor quando comparada àquela das populações da espécie tanto no oeste quanto no leste do Oceano Atlântico Norte (MIRIMIN et al., 2009).

Por outro lado, o golfinho-de-dentes-rugosos (*S. bredanensis*) apresentou a menor diversidade genética mitocondrial (exceto para *G. macrorhynchus*) e nuclear das espécies de delfínidos bem-amostrados, e similar ao que foi encontrado para as populações das Ilhas da Sociedade para a região controle do DNAmT, e das Ilhas Samoa para microssatélites (ALBERTSON et al., 2016). Embora *S. bredanensis* esteja classificado como "Baixo Risco" (LC) na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN (KISZKA et al., 2020) e como "Deficiente em Dados" (DD) no Brasil, seus hábitos costeiros no Atlântico Sul Ocidental fazem a espécie mais suscetível a ameaças antrópicas, tais como degradação de habitat, poluição química e sonora, e emalramento em redes de pesca. Interessantemente, os seis haplótipos de *S. bredanensis* encontrados na Baía de Santos não foram compartilhados com os cinco haplótipos encontrados em 42 indivíduos da espécie, amostrados na costa sul (Rio Grande do Sul, $n = 10$; Santa Catarina, $n = 1$) e sudeste (Rio de Janeiro, $n = 27$; e Espírito Santo, $n = 4$) do Brasil (DA SILVA et al., 2015) sugerindo uma estruturação entre as populações ao longo da costa.

Embora as 19 amostras da baleia-piloto-de-peitorais-curtas (*G. macrorhynchus*) tenham apresentado apenas dois haplótipos (sendo que 18 indivíduos possuíam o mesmo haplótipo) de DNAmT, uma diversidade nuclear relativamente elevada foi encontrada nesses indivíduos. Estudos genéticos têm encontrado níveis extremamente baixos de diversidade genética na região controle do DNAmT para as espécies de *Globicephala* por causa de uma divergência recente das populações dessas espécies. De fato, o haplótipo mais frequente ($n = 18$) encontrado nas baleias-piloto-de-peitorais-curtas da Baía de Santos foi compartilhado com o haplótipo A (FJ513328) encontrado principalmente nas baleias-piloto-de-peitorais-curtas do Oceano Pacífico Sul, e encontrado nos indivíduos do Arquipélago dos Açores, no Oceano Atlântico Norte (OREMUS et al., 2009).

O conhecimento da variabilidade genética para as três espécies de mysticetos bem-amostradas é importante, principalmente para a baleia-de-Bryde (*B. brydei*) e a baleia-sei (*B. borealis*), considerando a escassez ou ausência, respectivamente, de dados genéticos para suas populações no Oceano Atlântico Sul Ocidental.

Até meados da década de 1980, a baleia-de-Bryde foi alvo da caça comercial de baleias no Oceano Atlântico Sul Ocidental, quando aproximadamente 390 indivíduos foram capturados em águas brasileiras. No entanto, a espécie não era oficialmente distinguida da baleia-sei até 1967 nas estações baleeiras de Costinha e Cabo Frio, o que dificulta uma estimativa precisa das capturas de ambas as espécies (WILLIAMSON, 1975). A baleia-de-Bryde é classificada como "Baixo Risco" (LC) (COOKE; BROWNELL, 2018), mas no Brasil a espécie é considerada como "Deficiente em Dados" (DD) (ICMBIO, 2011a).

As baleias-de-Bryde da Bacia de Santos apresentaram níveis de diversidade genética mitocondrial e nuclear muito baixos comparados àqueles das outras espécies de baleia e das outras populações de baleia-de-Bryde nos Oceanos Pacífico e Índico (KANDA et al., 2007), corroborando também recentes estudos genéticos que encontraram somente dois e três haplótipos de DNAmT em oito e 17 indivíduos, respectivamente, na população de baleia-de-Bryde do Brasil (PASTENE et al., 2015; MILMANN, 2020). Além disso, o haplótipo de DNAmT mais frequente encontrado em 13 dos 15 indivíduos amostrados na Bacia de Santos foi também o mais frequente em ambos os estudos.

O baixo nível de diversidade genética pode ser explicado por vários fatores, como um evento histórico natural, persistência por longo prazo em um tamanho populacional pequeno ou um evento de impacto antropogênico recente como a caça. Milmann (2020) sugere que essa baixa diversidade genética encontrada na população brasileira se deve a uma colonização relativamente recente (efeito fundador) ao invés de um *bottleneck* causado por atividades antrópicas. No entanto, para um maior entendimento dessa baixa variabilidade, faz-se necessário a análise de um número maior de amostras e de marcadores nucleares. Independentemente da causa, essa baixíssima diversidade genética demanda uma prioridade no monitoramento dessa população e reforça a necessidade de ações efetivas de conservação da espécie.

Como as outras baleias, as baleias-sei foram caçadas comercialmente no século XX e as populações foram severamente reduzidas. A espécie está atualmente classificada como "Em Perigo" (EN) (COOKE, 2018). No Oceano Atlântico Sul, as capturas de baleias-sei ocorreram desde a Península Antártica até o Norte do Brasil, sendo as maiores capturas feitas por frotas pelágicas antárticas que mataram cerca

de 130.000 baleias nas águas ao sul de 40° S (HORWOOD, 1987).

A população de baleia-sei que ocorre na Bacia de Santos, Oceano Atlântico Sul Ocidental, apresentou altos níveis de diversidade genética mitocondrial e nuclear, os quais foram muito maiores do que aqueles das populações do Oceano Atlântico Norte e do Pacífico Norte (HUIJSER et al., 2018). Esse resultado indica que as baleias-sei do Atlântico Sul mantiveram uma alta variabilidade genética mesmo sendo mais exploradas pela caça comercial. No entanto, a menor diversidade genética das baleias-sei no Hemisfério Norte pode ser reflexo dos processos climáticos do Pleistoceno, resultando na diminuição da variabilidade genética nesses oceanos (ALTER et al., 2015).

As baleias-jubarte (*M. novaeangliae*) amostradas na Bacia de Santos que fazem parte do estoque reprodutivo A apresentaram uma alta diversidade genética mitocondrial e nuclear, similar às outras populações de baleia-jubarte do Hemisfério Sul. Cypriano-Souza et al. (2017) sugerem que, embora a caça comercial tenha reduzido essas populações durante o século XX, a ausência de perda da diversidade genética nessas populações deve-se à curta duração do *bottleneck* (~ três gerações), à longevidade da espécie (provavelmente mais que 70 anos (GABRIELLE et al., 2010)) e ao tamanho populacional mínimo absoluto alcançado ($N_{\min} = 500$ em 1950, de acordo com ZERBINI et al., 2011).

V.3.4 Proporção Sexual

A estimativa da proporção sexual em populações de mamíferos é um parâmetro muito importante para a compreensão do comportamento reprodutivo, da dinâmica populacional - incluindo a tendência à dispersão por sexo-, e da densidade demográfica (BROWN et al., 1991). Embora assumam-se que a proporção sexual esperada seja de 1:1 (mesmo número de fêmeas e machos) em populações naturais, em cetáceos essa proporção desvia da taxa esperada de 1:1 para muitas populações (CASTILHO et al., 2015; GREEN et al., 2011; KELLAR et al., 2013). No entanto, os desvios na proporção sexual podem afetar o tamanho da população através do aumento da endogamia e conseqüentemente a taxa de extinção.

Como a maioria das espécies de cetáceos não apresenta um dimorfismo sexual evidente, e está limitado ao tamanho e peso do corpo e a localização das regiões

genital e anal, o sexo pode ser determinado a partir de amostras de biópsia coletadas dos indivíduos através da análise de regiões sexo-específicas no DNA.

Durante os sete anos do PMC-BS, o DNA das amostras de biópsia foi amplificado para os genes Sry (macho específico) e ZFX/ZFY (fêmea e macho) seguindo o protocolo de Gilson et al. (1998). O produto amplificado foi verificado em gel de agarose (1,5%) e o sexo dos indivíduos amostrados foi identificado como macho (duas bandas) ou fêmea (uma banda).

Um total de 555 amostras das 564 (incluindo as três baleias-jubarte (**GM1 a GM3**) amostradas no norte de Santa Catarina), coletadas nas Campanhas de Telemetria e de Avistagem Embarcada e MAP, tiveram o sexo determinado geneticamente, resultando na identificação de 304 fêmeas e 251 machos.

Após a identificação molecular das 21 espécies de cetáceos (ver **Volume II – Anexo V.3.4-1**) e a identificação individual para cada amostra (ver **item V.3.3 Diversidade Genética**), 19 amostras identificadas como reamostragem (cinco fêmeas e 13 machos) ou recaptura do mesmo indivíduo (uma fêmea de *S. longirostris*) foram removidas, resultando em 536 indivíduos sexados (298 fêmeas e 238 machos). A **Tabela V.3.4-1** e a **Figura V.3.4-1** apresentam o número de machos e fêmeas para cada espécie amostrada. A proporção sexual foi estimada para cada espécie bem-amostrada (número amostral maior que dez indivíduos) e comparada à proporção esperada de 1:1 usando um Teste Binomial Exato.

Tabela V.3.4-1: Número de machos e fêmeas identificados geneticamente e proporção sexual (*F:M* = fêmeas para machos) para cada espécie amostrada nas campanhas de Telemetria e de Avistagem Embarcada e MAP do PMC-BS. *Inclui 2 amostras (1 macho e 1 fêmea) coletadas no norte do estado de Santa Catarina.

Espécie	Macho	Fêmea	Total	Proporção (F:M)	Valor de p
<i>Eubalaena australis</i>	2	0	2	-	-

Espécie	Macho	Fêmea	Total	Proporção (F:M)	Valor de p
<i>Balaenoptera musculus</i>	1	3	4	-	-
<i>Balaenoptera physalus</i>	3	3	6	-	-
<i>Balaenoptera borealis</i>	18	19	37	1,05:1	1,000
<i>Balaenoptera brydei</i>	5	9	14	1,80:1	0,424
<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	0	1	1	-	-
<i>Balaenoptera bonaerensis</i>	4	4	8	-	-
<i>Megaptera novaeangliae</i> *	18	10	28	1:1,80	0,185
<i>Physeter macrocephalus</i>	0	5	5	-	-
<i>Orcinus orca</i>	9	1	10	-	-
<i>Pseudorca crassidens</i>	0	1	1	-	-
<i>Peponocephala electra</i>	1	3	4	-	-
<i>Globicephala macrorhynchus</i>	11	8	19	1:1,37	0,648
<i>Tursiops truncatus</i>	47	58	105	1,23:1	0,329
<i>Steno bredanensis</i>	6	12	18	2:1	0,238
<i>Sotalia guianensis</i>	1	1	2	-	-
<i>Stenella frontalis</i>	64	78	142	1,21:1	0,275
<i>Stenella longirostris</i>	23	43	66	1,86:1	0,019
<i>Stenella attenuata</i>	8	12	20	1,50:1	0,503
<i>Stenella clymene</i>	5	9	14	1,80:1	0,424
<i>Delphinus delphis</i>	12	18	30	1,50:1	0,362
Total	238	298	536	-	-

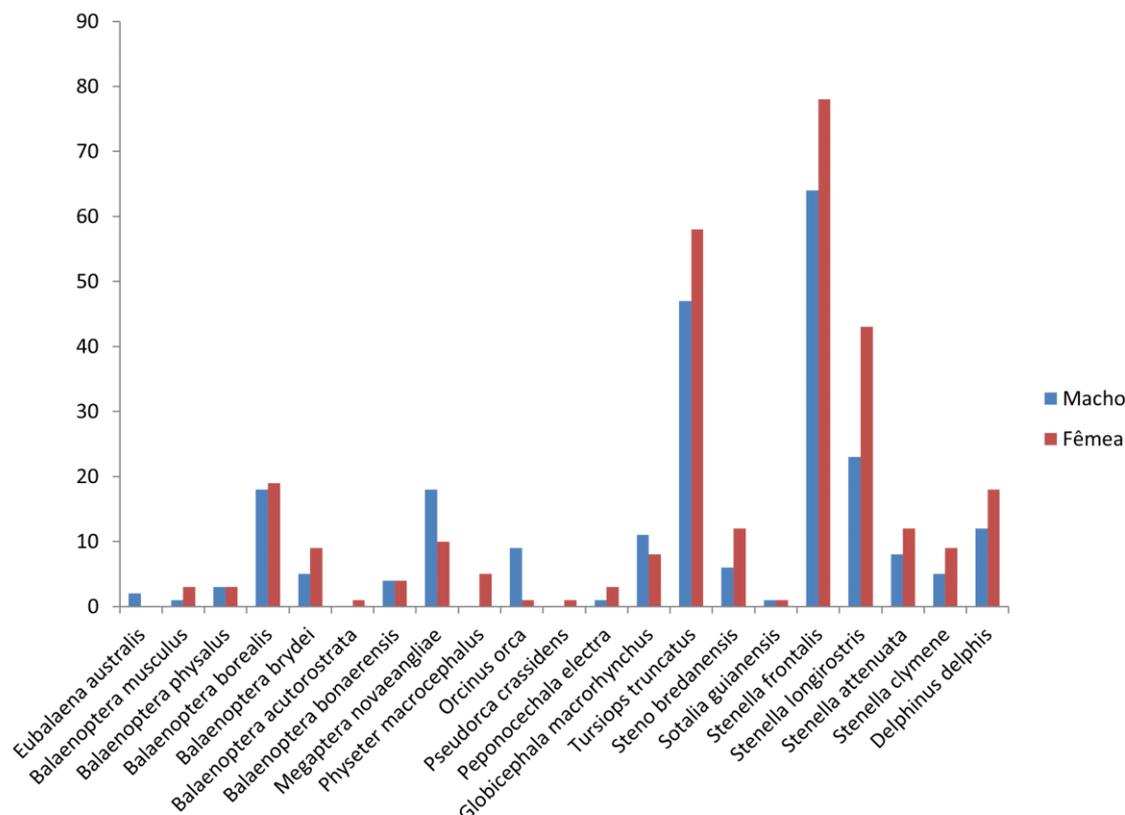


Figura V.3.4-1: Frequência de machos e fêmeas identificados geneticamente para cada espécie de cetáceo amostrada nas campanhas de Telemetria e de Avistagem Embarcada e MAP durante os seis anos do PMC-BS.

A maioria das espécies bem-amostradas ($n > 10$ indivíduos) apresentou um número maior de fêmeas, principalmente todos os delfínidos do gênero *Stenella*, *T. truncatus*, *S. bredanensis* e *D. delphis*, além de dois misticetos bem-amostrados (*B. borealis* e *B. brydei*) (**Figura V.3.4-1**). Embora somente em *S. longirostris* a proporção sexual foi significativamente enviesada para fêmeas (1,86:1; $P = 0,019$), diferindo da taxa esperada de 1:1, o número amostral é ainda pequeno para cinco espécies: *S. clymene*, *S. attenuata*, *S. bredanensis*, *G. macrorhynchus* e *B. brydei*.

Discussão sobre proporção sexual

Vários estudos genéticos têm apresentado diferentes proporções sexuais para as espécies de delfínidos. Por exemplo, uma razão sexual ligeiramente maior para fêmeas de *S. frontalis* foi encontrada no oeste do Atlântico Norte e no Golfo do México (1,2:1), e na Ilha de Grande Bahamas (1,4:1) (GREEN et al., 2011; VIRICEL; ROSEL, 2014). Os golfinhos-pintados-do-Atlântico da Bacia de Santos também apresentaram

um número maior de fêmeas (1,2:1) até o momento, mas a diferença na proporção sexual não diferiu significativamente da taxa esperada de 1:1.

Da mesma forma, para *D. delphis* foi encontrada uma proporção sexual enviesada para fêmeas (2:1) tanto na população oceânica quanto na população costeira da Nova Zelândia, e na população da Califórnia (1,8:1) (KELLAR et al., 2013; STOCKIN et al., 2014). Entretanto, o mesmo número de fêmeas e de machos de *D. delphis* foi encontrado na costa leste do Oceano Atlântico Norte, corroborando a proporção sexual esperada de 1:1 (AMARAL et al., 2007).

Ao contrário dessa tendência em relação às fêmeas encontrada para as espécies de delfínidos amostradas na Bacia de Santos, a razão sexual foi maior para machos em *S. frontalis* na Ilha da Madeira (3,3:1) e no Arquipélago dos Açores (1,3:1); em *S. attenuata* (1,3:1) nas ilhas do Havaí; em *S. longirostris* no Arquipélago da Sociedade, Polinésia Francesa (1,7:1), e no Arquipélago de Fernando de Noronha (1,6:1); nas populações oceânicas de *T. truncatus* no Arquipélago de São Pedro e São Paulo (1,8:1) e no Arquipélago dos Açores (2,8:1) (OREMUS et al., 2007; QUEROUIL et al., 2007; 2010a; COURBIS et al., 2014; CASTILHO et al., 2015; FARIA et al., 2020). Alguns autores sugeriram que uma tendência na amostragem pode explicar essa diferença, já que as fêmeas com filhote evitaram se aproximar do barco (QUEROUIL et al., 2007; 2010b; CASTILHO et al., 2015). No entanto, nas campanhas do PMC-BS, as fêmeas com filhote das espécies do gênero *Stenella* e de *T. truncatus* se aproximaram da embarcação e, assim como os machos, apresentaram o comportamento de nadar na proa do barco (*bow-riding*).

Kellar et al. (2013) também sugeriram que as diferenças na proporção sexual observadas para a mesma espécie de diferentes populações, ou espécies semelhantes em morfologia e comportamento, podem estar relacionadas com alguma tendência na amostragem (evitar biopsiar fêmeas com filhotes, e/ou biopsiar somente animais em comportamento de *bow-riding*) ou outros fatores como localização geográfica e tamanho do grupo. Embora o estudo não tenha encontrado evidências definitivas de que a amostragem por biópsias pode ser tendenciosa na estimativa da proporção sexual, os autores descobriram que esse parâmetro varia em relação às espécies, plataformas e localização geográfica, e sugerem que outros parâmetros, como maturidade sexual e estrutura etária devam também ser investigados em relação a esses fatores.

Embora a baleia-piloto-de-peitorais-curtas (*G. macrorhynchus*) e a baleia-jubarte (*M. novaeangliae*) tenham apresentado um número maior de machos (**Figura V.3.4-1**), a proporção sexual não diferiu significativamente ($p > 0,05$) da taxa esperada de 1:1 para essas espécies (**Tabela V.3.4-1**). Em um estudo genético da população de *G. macrorhynchus* do Arquipélago da Madeira o número de machos em relação às fêmeas (1,4:1) também foi maior, mas não foi testada a significância dessa diferença (ALVES et al., 2013).

Estudos genéticos de baleia-jubarte têm revelado uma proporção maior de machos nas áreas de reprodução e uma proporção maior de fêmeas ou uma taxa de 1:1 nas áreas de alimentação (OLAVARRIA et al., 2007; CARVALHO et al., 2014; SCHMITT et al., 2014; CYPRIANO-SOUZA et al., 2017). Embora a razão sexual tenha sido maior para machos (1,2:1) na população de baleias-jubarte que frequenta o litoral do Brasil, considerada estoque reprodutivo A, essa taxa não diferiu da taxa esperada de 1:1 (CYPRIANO-SOUZA et al., 2017).

Foi sugerido que essa proporção maior de machos de jubarte nas áreas de reprodução deve-se ao custo energético da reprodução e migração, já que as fêmeas tendem a permanecer nas áreas de alimentação por mais tempo para acumular a energia que será gasta durante a lactação e a migração. Além disso, o tempo de permanência das fêmeas na área de reprodução é mais curto do que o dos machos e é temporalmente alternado em função do curto estro e da assincronia deste entre as fêmeas (CRAIG; HERMAN, 1997; CERCHIO et al., 2005).

Um estudo recente encontrou uma menor proporção de machos na migração para a área de reprodução no leste da Austrália nos anos de 2009, 2014 e 2016, indicando boa participação das fêmeas na migração e, portanto, boas condições de alimentação durante os verões anteriores. E o contrário no ano de 2011, na migração para a área de alimentação com uma proporção bem menor de fêmeas, provavelmente devido às pobres condições de alimentação na Antártica durante o evento extremo do La Niña em 2010/2011. Portanto, esses resultados sugerem que nem todas as fêmeas participam da migração anual ou a migração é atrasada em resposta ao sucesso de forrageio, sendo a proporção de fêmeas que implementam tais estratégias altamente variável a cada ano (DRUSKAT et al., 2019).

V.3.5 Tamanho corporal por fotogrametria

A fotogrametria é um método de estudo que obtém medições morfométricas a partir de imagens, que podem ser fotos ou vídeos. No Ciclo de Médio Prazo do Projeto de Monitoramento de Cetáceos na Bacia de Santos (PMC-BS), foram utilizados Veículos Aéreos Não Tripulados (VANTs) dos modelos DJI *Phantom 4* e DJI *Phantom 4 Advanced* em 18 ocasiões, para levantamento de imagens aéreas com intuito de aplicar a técnica da fotogrametria para diferentes espécies de cetáceos. Os dados morfométricos acessados via fotogrametria permitem explorar informações relacionadas a história de vida, dinâmica populacional e a saúde dos animais. Os voos acontecem seguindo um protocolo de segurança, onde: a condição do mar não deve ser superior a força Beaufort 3; condição de tempo bom ou nublado sem chuva; ter o VANT calibrado com a mensagem “*Ready to go*” e modo GPS ativado para um voo seguro; piloto e copiloto usando EPI's com o foco na decolagem e no retorno do VANT. Os voos são feitos prioritariamente do bote de apoio (ver Procedimento Operacional 14 -Procedimento para Fotogrametria com VANT do PMC-BS, Ciclo de Médio Prazo, **Anexo V.3.5-1 - Volume II**).

Após as coletas de imagens em campo, os vídeos registrados via VANTs foram triados, em algumas ocasiões embarcados ou outras em terra, sendo cada vídeo posteriormente classificado como vídeo de produção ou vídeo para fotogrametria, atendendo os protocolos exigidos pelo método (DAWSON et al., 2017). Um vídeo com uma escala de tamanho conhecida flutuando na superfície do mar é feito no início e no fim de cada voo, sendo este necessário para a conversão do tamanho de pixel para metros (**Figura V.3.5-1**).



Figura V.3.5-1: Calibração da imagem do VANT utilizando uma escala feita de PVC de 2 metros, flutuando e enquadrada no centro da tela (esquerda) e recuperação do VANT após procedimento de fotogrametria (direita).

Para conhecer o tamanho dos animais mensurados utilizou-se o programa AragoJ (v0.6.1a) e os dados de altitude de voo e de configurações da câmera. Os vídeos que se enquadram na obtenção de imagens para fotogrametria foram analisados para a obtenção de um *frame*, extraído através da função *Snapshot*, no reprodutor de mídias VLC Media Player (**Figura V.3.5-2**). Neste *frame* o animal deve estar enquadrado no centro da tela, de maneira que o corpo esteja o mais próximo da superfície, normalmente no momento da respiração. Também são anotadas, quando possível, informações referentes a sexo e classe etária, como por exemplo quando fêmeas estão acompanhadas por filhote ou em caso de grupos competitivos. Os animais mensurados são classificados por classes etárias (filhote, juvenil e adulto), diante de informações dispostas em bibliografia para cada espécie. Posteriormente, o *frame* é aberto no programa AragoJ (v0.6.1a) para efetuar a medição do comprimento total do indivíduo, da ponta da mandíbula a inserção da cauda, entre os lobos caudais.

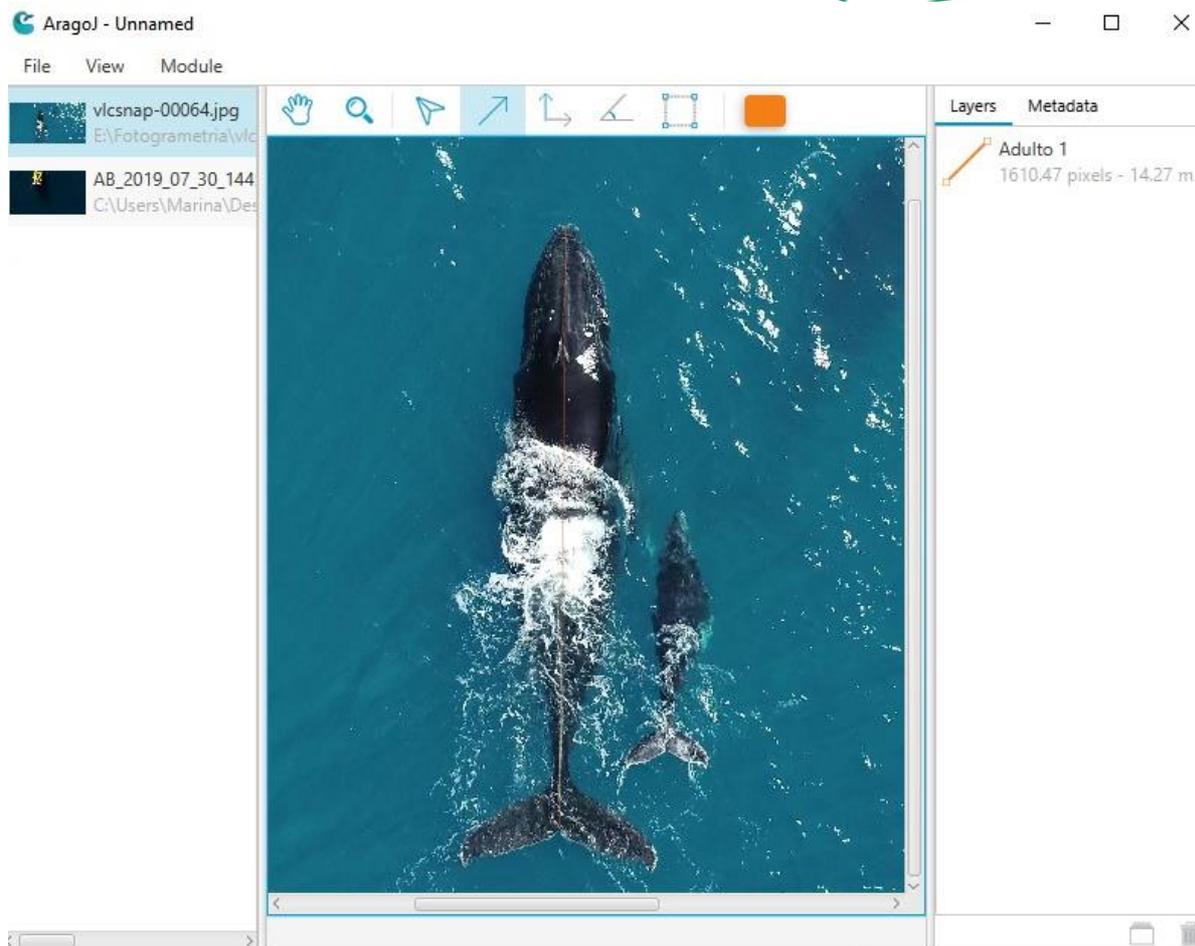


Figura V.3.5-2: Tela do programa AragoJ mostrando a mensuração do tamanho de uma baleia-jubarte. Note no canto superior direito da figura a conversão de pixels para metros.

A **Tabela V.3.5-1** apresenta as medições de tamanho dos 30 indivíduos em que a fotogrametria foi aplicada, até o 14º ciclo. A **Figura V.3.5-3** mostra exemplos de imagens utilizadas para fotogrametria de diferentes espécies durante o PMC-BS. *Balaenoptera borealis* teve o maior número de indivíduos medidos, com tamanhos variando de 9,71 a 13,91 metros. Segundo a bibliografia, a espécie atinge maturidade sexual aos 14 metros (LOCKYER, 1974), assim, todos os indivíduos foram considerados juvenis, sendo que o sexo não foi identificado. *Balaenoptera brydei* foi a segunda com maior número de indivíduos medidos, sendo o menor um filhote de 8,71 metros acompanhado pela mãe de 12,11 metros e mais um *escorte*, o qual registramos como um macho de 13,46 metros. Os outros dois indivíduos de *Balaenoptera brydei* foram observados sozinhos, e foram considerados adultos, sem indicação de sexo (9,45 metros e 11,42 metros). *Megaptera novaeangliae* teve quatro

animais medidos, também sem informações referentes a sexo, porém todos os indivíduos foram considerados juvenis, uma vez que os tamanhos variaram de 8,76 metros a 10,8 metros e, segundo a literatura, um animal é considerado maduro sexualmente aos 12,08 metros (CHITTLEBOROUGH, 1955; 1959). Um único indivíduo de *Balaenoptera physalus* foi mensurado, sendo também incluído como um juvenil de 16,75 metros, já que a maturidade sexual é atingida aos 20 metros pelas fêmeas ou 19,2 metros para os machos (LOCKYER, 1972). O único indivíduo de *Balaenoptera musculus* mediu 18,04 metros, o que também sugere ser um juvenil, já que a maturidade sexual ocorre com aproximadamente 23 metros (MIZROCH et al., 1984). Também foi medida a primeira cachalote, *Physeter macrocephalus*, com aproximadamente 10,59 metros, sendo um provável juvenil ou uma fêmea (WHITEHEAD, 2018).

Esses dados de fotogrametria continuam preliminares, o que impede a descrição de padrões e discussões alongadas. No entanto, o acúmulo desses dados potencialmente permitirá a discussão sobre estruturas populacionais. Por exemplo, até o momento, praticamente todas as medições realizadas são de indivíduos jovens ou juvenis, o que pode sugerir, com mais dados, a importância da Bacia de Santos para esta faixa etária. Alternativamente, após a cessação da caça comercial e a recuperação populacional parcial, os animais podem ainda estar se reproduzindo com menor tamanho e idade, em resposta ao período de caça comercial (ver CLEMENTS et al., 2017). Estes dados poderão ser usados para diversos estudos sobre a dinâmica populacional das baleias.

Tabela V.3.5-1: Levantamento individual dos tamanhos (em metros) das baleias estimados via fotogrametria durante o PMC-BS.

B. borealis	B. brydei	M. novaeangliae	B. physalus	B. musculus	P. macrocephalus
9,71	8,71	8,76	16,75	18,04	10,59
10,07	9,45	9,55	.	.	.
10,32	11,92	10,44	.	.	.
10,60	12,11	10,80	.	.	.
10,98	13,46	12,46	.	.	.
11,02	.	15,05	.	.	.
11,34	.	15,74	.	.	.
11,42
11,87
12,19
12,35
12,79
13,49
13,76
13,91



Figura V.3.5-3: Exemplos de imagens utilizadas para fotogrametria coletadas durante o PMC-BS. Baleia-azul (superior), baleia-sei e baleia-jubarte (inferior).

V.4 Padrões comportamentais

V.4.1 Comportamento de mergulho

O mergulho e o uso vertical dos habitats marinhos são características importantes do comportamento dos cetáceos. Todos os cetáceos utilizam a superfície marinha quando respiram, mas diversas espécies utilizam também estratos mais profundos dos mares. A forma como as espécies utilizam a coluna d'água está fortemente relacionada com a sua ecologia, como a localização de suas presas e a sua capacidade de apneia. Assim, o comportamento de mergulho de cada espécie, ou mesmo população, está fortemente influenciado por uma variedade de fatores, incluindo aspectos do ambiente e dos próprios indivíduos.

O tamanho do indivíduo, a idade e o sexo são fatores que influenciam a capacidade de mergulho, enquanto variações nictemerais, sazonais ou interanuais influenciam na abundância e distribuição de suas presas na coluna d'água. A combinação desses fatores é que definirá como os indivíduos utilizarão a coluna d'água (BAIRD et al. 2002, 2005). Mergulhos mais longos, seja para alimentação ou durante a migração, no caso das espécies migratórias de mysticetos, tendem a ser seguidos por uma série de curtos intervalos respiratórios antes do início de outro mergulho prolongado (BERTA; SUMICH, 1999).

Foram obtidas informações sobre o comportamento de mergulho de 11 espécies, sendo seis mysticetos (*Balaenoptera musculus*, *B. physalus*, *B. brydei*, *B. borealis*, *B. bonaerensis* e *Megaptera novaeangliae*) e cinco odontocetos, incluindo o cachalote (*Physeter macrocephalus*) e quatro delfinídeos (*Tursiops truncatus*, *Orcinus orca*, *Globicephala macrorhynchus* e *Grampus griseus*) (**Tabela V.4.1-1**).

Não houve transmissão de informações de mergulho para *Peponocephala electra* e *Steno bredanensis*, embora tenham sido transmitidas informações de posição geográfica dos indivíduos marcados. Esse fato pode estar associado ao curto período de permanência do transmissor nesses indivíduos e à posição do transmissor no corpo do animal, fatores que podem reduzir a janela de tempo disponível na superfície para o envio de dados. Vale destacar que os dados de posição são sempre priorizados no envio. Não foi possível analisar a relação entre profundidade de mergulho e profundidade local para *T. truncatus*, pois a proximidade que os indivíduos

mantiveram com a linha de costa gerou muita imprecisão devido à baixa resolução da informação sobre batimetria. Para alguns indivíduos, de diferentes espécies, que se movimentaram muito próximo à costa, os mergulhos considerados inconsistentes (profundidade de mergulho maior do que a profundidade local) foram retirados das análises. Para alguns indivíduos, também não houve a transmissão das planilhas *Behavior* ou *Histos*, fazendo com que o tamanho amostral de algumas espécies na análise de mergulhos tenha sido menor do que na análise de movimentos.

Tabela V.4.1-1: Características dos mergulhos das espécies marcadas com transmissores satelitais ao longo de sete anos de PMC-BS. Os valores mínimos entre parênteses indicam qual a profundidade mínima definida na análise para considerar uma imersão como sendo um mergulho.

Espécie	Nº tags analisados	Nº mergulhos	Duração (minutos) (média ± desvio padrão) máxima	Profundidade (metros) (média ± desvio padrão) máxima
Família Balaenopteridae				
<i>Balaenoptera musculus</i> (mínimo = 10 metros)	2	2.259	6,7 ± 4,4 23,9	42,1 ± 44,3 387,5
<i>Balaenoptera physalus</i> (mínimo = 10 metros)	1	115	5,9 ± 4,9 18,6	30,0 ± 30,2 209,5
<i>Balaenoptera borealis</i> (mínimo = 10 metros)	19	4.944	4,1 ± 3,1 20,9	15,9 ± 11,1 193,5
<i>Balaenoptera brydei</i> (mínimo = 10 metros)	4	254	4,7 ± 3,2 24,8	41,5 ± 36,4 165,5
<i>Balaenoptera bonaerensis</i> (mínimo = 5 metros)	4	1.447	4,3 ± 3,9 24,3	19,6 ± 17,9 181,5
<i>Megaptera novaeangliae</i> (mínimo = 10 metros)	7	5.828	3,3 ± 2,8 26,8	39,2 ± 38,1 355,5
Família Physeteridae				
<i>Physeter macrocephalus</i> (mínimo = 10 metros)	3	653	18,1 ± 19,6 65,8	283,5 ± 364,7 1.447,5
Família Delphinidae				
<i>Orcinus orca</i> (mínimo = 5 metros)	9	7.871	3,8 ± 2 17,5	26,8 ± 34,4 403,5

Espécie	Nº tags analisados	Nº mergulhos	Duração (minutos) (média ± desvio padrão) máxima	Profundidade (metros) (média ± desvio padrão) máxima
<i>Globicephala macrorhynchus</i> (mínimo = 5 metros)	5	1.378	4,3 ± 4,5 21,4	64,0 ± 120,4 959,5
<i>Grampus griseus</i> (mínimo = 5 metros)	1	95	1,9 ± 1,9 8,6	32,7 ± 48,1 185,5
<i>Tursiops truncatus</i> (mínimo = 1,5 metros)	10	4.102	0,9 ± 0,9 5,8	10,3 ± 17,5 72,5
TOTAL	61	25.798	--	--

Profundidade e duração dos mergulhos

Misticetos - Família Balaenopteridae

Para as análises de comportamento de mergulho, foi adotada como definição de mergulho toda a imersão que ultrapassou os 10 metros de profundidade, com exceção da baleia-minke-Antártica, para a qual foi considerada a profundidade mínima de 5 metros, devido ao tamanho reduzido da espécie. No histograma da proporção de tempo que os indivíduos passam nas diferentes categorias de profundidade, contudo, foi considerado o uso de toda a coluna d'água.

Para todas as espécies, a grande maioria dos mergulhos ocorreu entre 10 e 50 metros de profundidade, e a duração foi principalmente de 1 a 5 minutos (**Figura V.4.1-1a e b**). Mergulhos na faixa de 100 a 500 metros representaram menos de 15% dos mergulhos de todas as espécies, e foram raros para *B. borealis* e *B. brydei*. *Balaenoptera musculus* foi a espécie que, proporcionalmente, realizou o maior número de mergulhos profundos, seguida de *M. novaeangliae*. Considerando a proporção de tempo que os indivíduos passam nas diferentes categorias de profundidade, os dados indicam que todas as espécies passam 50% do tempo, ou mais, a menos de 10 metros de profundidade, com exceção de *B. bonaerensis*, que passa mais de 50% do tempo entre 10 e 50 metros de profundidade (**Figura V.4.1-1c**).

Odontocetos - Famílias Physeteridae e Delphinidae

Para *P. macrocephalus* (Physeteridae) foi considerado como um mergulho toda a imersão de mais de 10 metros, enquanto para as outras espécies (família Delphinidae) foi considerado como um mergulho toda a imersão de mais de 5 metros, com exceção de *T. truncatus*, para a qual foi considerada uma imersão de mais de 1,5 metro. Da mesma forma que para os misticetos, no histograma da proporção de tempo que os indivíduos passam nas diferentes categorias de profundidade, foi considerado o uso de toda a coluna d'água.

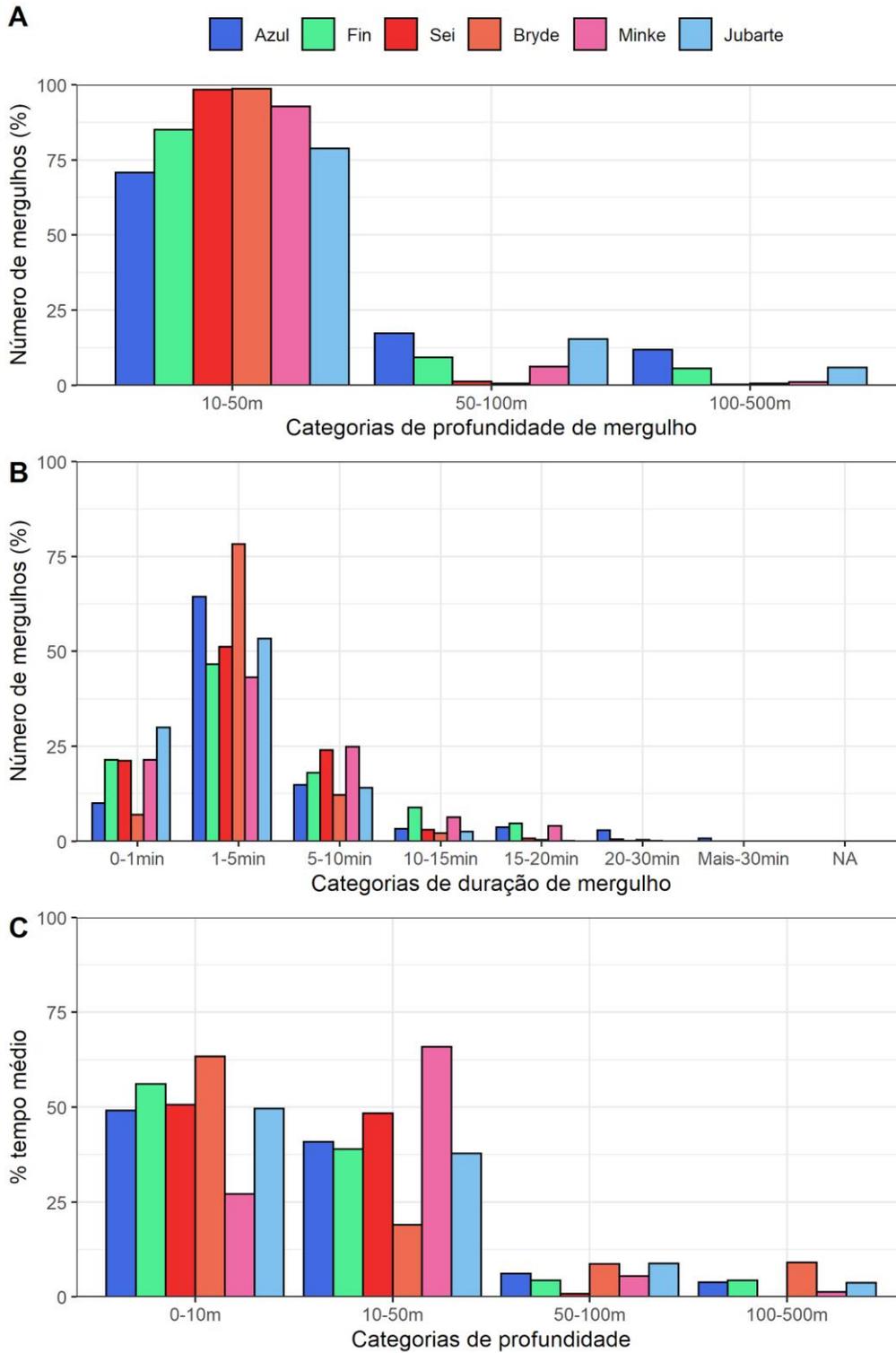


Figura V.4.1-1: *Frequência de mergulhos de mysticetos (família Balaenopteridae) em diferentes categorias de profundidade (A) e de duração (B); e proporção média de permanência em diferentes categorias de profundidade (TAD) (C).*

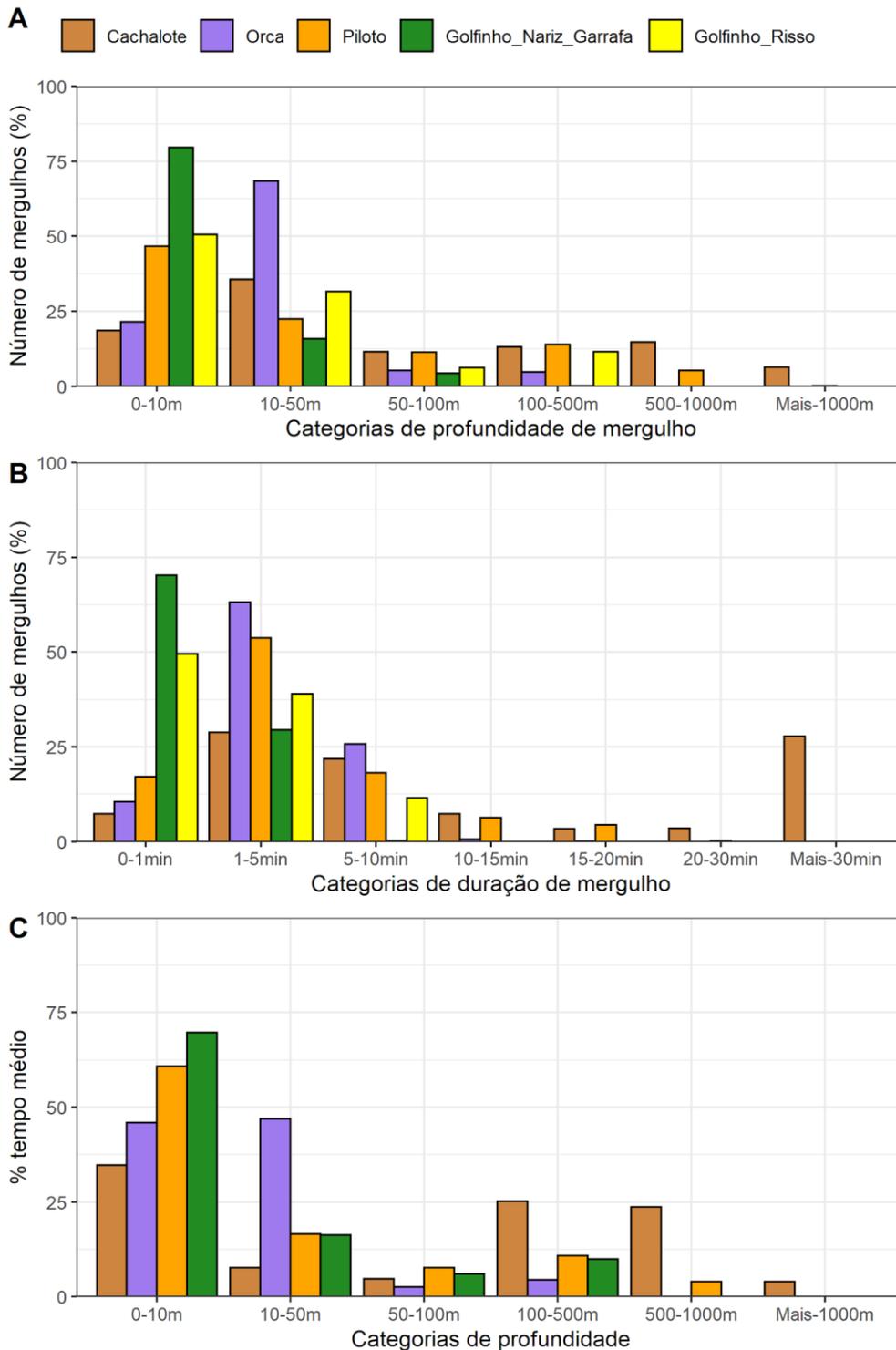


Figura V.4.1-2: *Frequência de mergulhos de odontocetos (famílias Physteridae e Delphinidae) em diferentes categorias de profundidade (A) e de duração (B); e proporção média de permanência em diferentes categorias de profundidade (TAD) (C).*

O cachalote, *P. macrocephalus*, apresentou um comportamento distinto das demais espécies, com as frequências mais distribuídas em todas as categorias, sendo a espécie que apresentou maior duração e profundidade de mergulhos (**Figura V.4.1-2**). Para *T. truncatus* e *G. griseus*, as frequências foram decrescentes, enquanto para *O. orca* as maiores frequências, tanto de profundidade como de duração de mergulhos, foram na faixa de 10 a 50 metros, e de 1 a 5 minutos, respectivamente. As orcas dividem seu tempo entre as faixas de profundidade de 0 a 10 metros, e de 10 a 50 metros; enquanto as outras espécies passam a maior parte do tempo na faixa de 0 a 10 metros. O cachalote, no entanto, chega a permanecer cerca de 50% do tempo entre 100 e 1.000 metros de profundidade. *Globicephala macrorhynchus* foi a segunda espécie a realizar o maior número de mergulhos profundos, entre 500 e 1.000 metros, assim como a segunda espécie com maior permanência nessa faixa de profundidade. O cachalote foi a única espécie a realizar mergulhos com mais de 30 minutos de duração, seguida de *Globicephala macrorhynchus*, que não ultrapassou essa faixa de tempo.

Comportamento de mergulho por espécie

Misticetos – Família Balaenopteridae

Baleia-azul, *Balaenoptera musculus*

Considerando os dados obtidos para duas fêmeas da espécie, foram registrados 2.259 mergulhos. A profundidade máxima foi de 387,5 metros (mergulho *Square*) e duração de 23,9 minutos para mergulhos com mais de 10 metros de profundidade (**Figura V.4.1-3**).

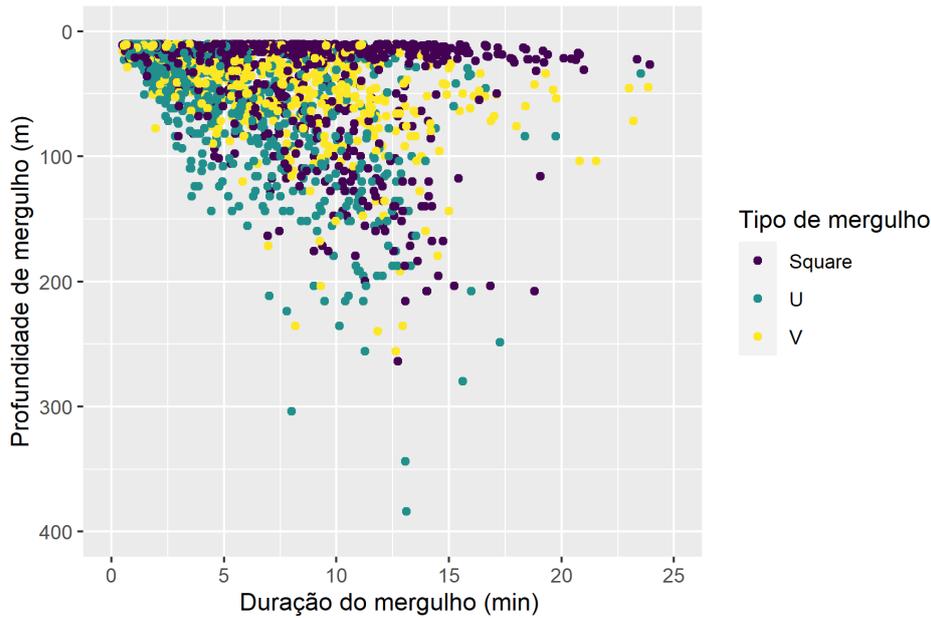


Figura V.4.1-3: Profundidade e duração dos diferentes tipos de mergulho registrados para duas fêmeas de *Balaenoptera musculus* marcadas com transmissores satelitais.

Considerando todos os tipos de imersão, os mergulhos diurnos foram mais profundos do que os noturnos (Kruskal-Wallis, $W = 356233$; $p < 0,05$) (Figura V.4.1-4).

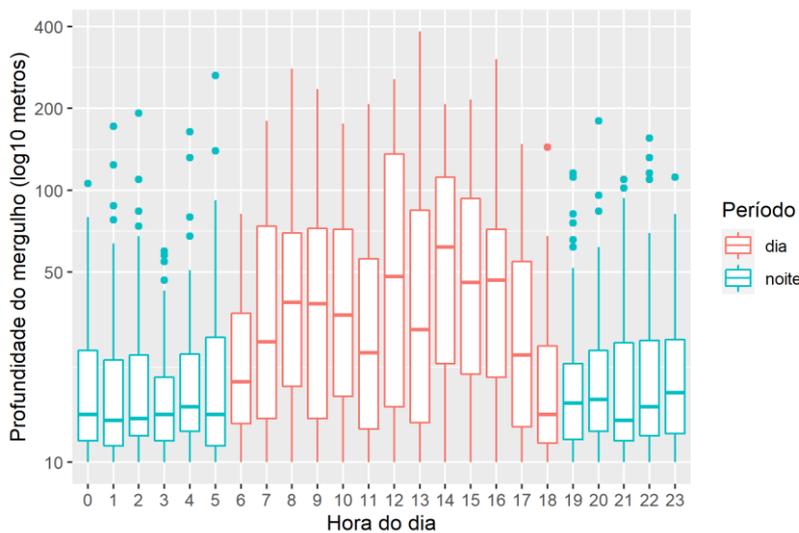


Figura V.4.1-4: Profundidade de mergulho (\log_{10} metros) registrada ao longo do dia para duas fêmeas de *Balaenoptera musculus* marcadas com transmissores satelitais pelo PMC-BS. A caixa representa o primeiro e terceiro quartis, e a linha mais escura horizontal indica a mediana.

A baleia-azul pode se alimentar desde a superfície até profundidades que atingem os 300 metros (CALAMBOKIDIS et al., 2008), mas, em geral, mergulhos mais profundos e mais longos estão associados à alimentação e mergulhos mais rasos ao deslocamento ou descanso. Na costa do México e Estados Unidos, os mergulhos de alimentação atingiram em média 140 m ($\pm 46,01$) e 7,8 min ($\pm 1,89$), e sem alimentação chegaram em média a 67,6 m ($\pm 51,46$) de profundidade e 4,9 min ($\pm 2,53$) de duração (CROLL et al., 2001). Não é possível identificar o comportamento da espécie com base nos dados de telemetria satelital, mas os dados obtidos pelo PMC-BS indicam uma profundidade média de mergulho de 44,8 m com duração média de 6 minutos. Contudo, cerca de 10% dos mergulhos atingiram profundidade superior a 100 m, sendo que a profundidade máxima registrada para a espécie foi de 414 m (OWEN et al., 2016).

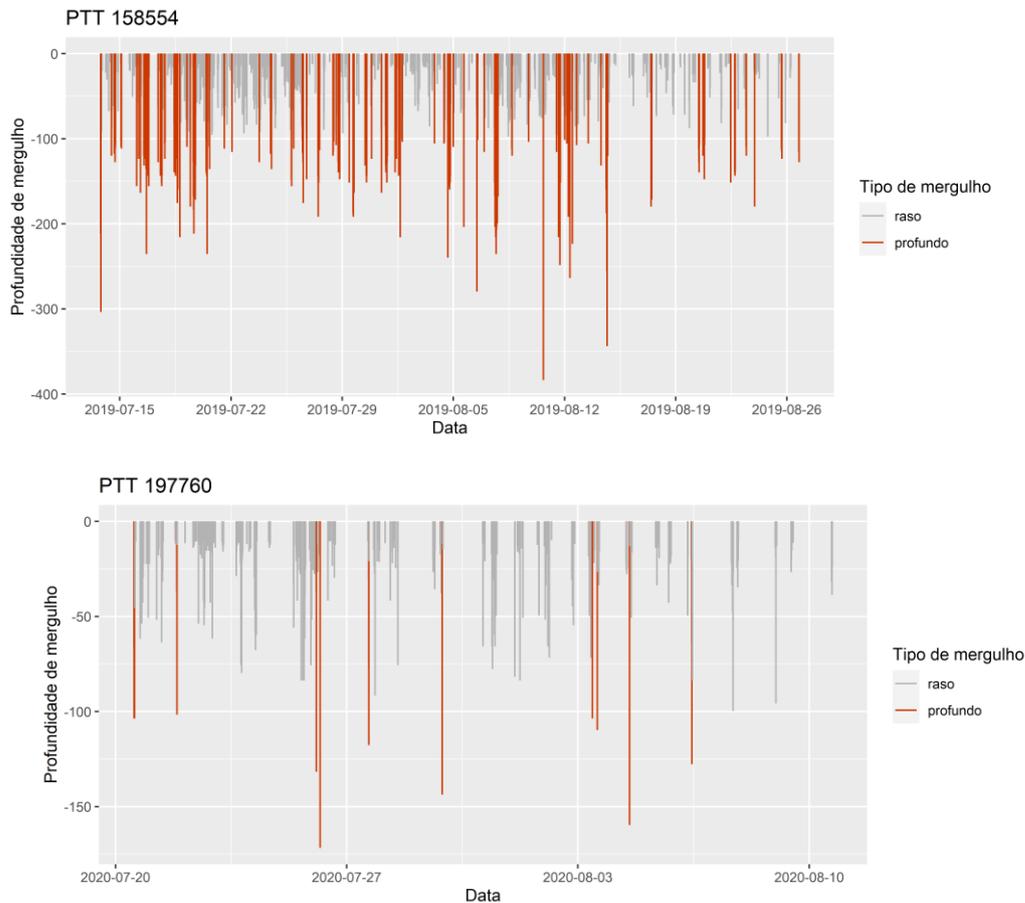


Figura V.4.1-5: Perfil de mergulho de duas fêmeas de *Balaenoptera musculus* marcadas com transmissores satelitais pelo PMC-BS. Tipo de mergulho: raso < 100 m; profundo ≥ 100 m.

Na Califórnia, os mergulhos tornaram-se progressivamente mais rasos à noite em resposta à migração vertical das presas (CALAMBOKIDIS et al., 2008), um padrão também visto em outras regiões (CROLL et al., 1998; OLESON et al., 2007). Na costa do Chile, no Pacífico Sul, as baleias-azuis apresentaram mergulhos diurnos mais profundos do que os noturnos (HUCKE-GAETE et al., 2018), da mesma forma que o observado na Bacia de Santos e na Califórnia.

Cabe destacar que o PTT 158544 foi monitorado durante sua rota migratória em sentido sul, e que os mergulhos profundos foram registrados ao longo de todo o percurso.

Baleia-fin, *Balaenoptera physalus*

Entre os indivíduos da espécie que foram marcados, apenas um foi monitorado, permitindo o registro de 115 mergulhos. A profundidade máxima chegou a 209,5 metros (mergulho em “V”) e a duração foi de 18,6 minutos (**Figura V.4.1-6**).

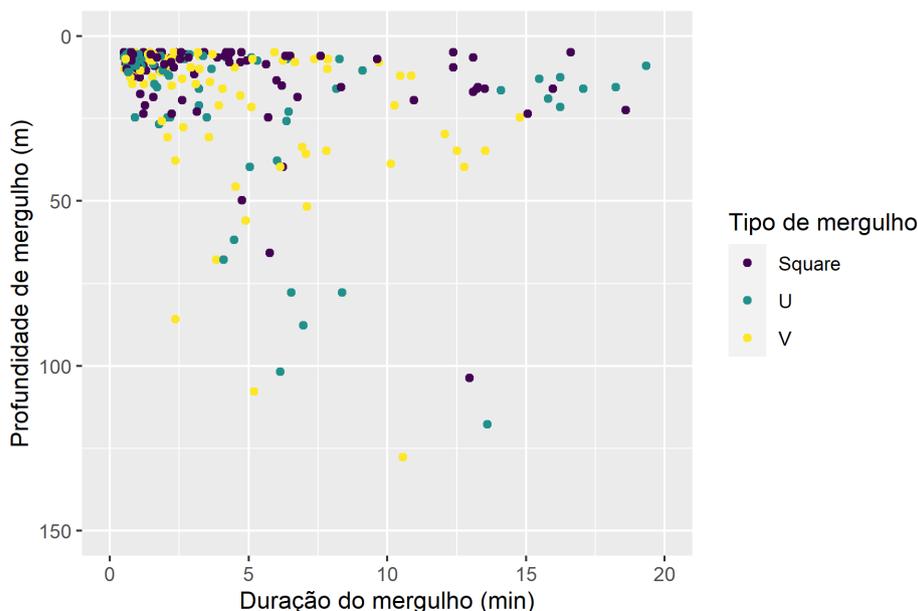


Figura V.4.1-6: Profundidade e duração dos diferentes tipos de mergulho registrados para um indivíduo de *Balaenoptera physalus* marcado com transmissor satelital pelo PMC-BS.

Considerando todos os tipos de mergulho, não houve diferença na profundidade entre mergulhos diurnos e noturnos (Kruskal-Wallis, $W = 6796.5$; $p > 0,05$).

Na costa do México e dos Estados Unidos, os mergulhos de alimentação da baleia-fin atingiram em média $97,9 (\pm 32,59)$ m e $6,3 (\pm 1,53)$ min, e sem alimentação chegaram em média a $59,3 (\pm 29,67)$ m de profundidade e $4,2 (\pm 1,67)$ min de duração (CROLL et al., 2001). Não é possível identificar o comportamento da espécie com base em dados de telemetria satelital, mas a profundidade média registrada pelo PMC-BS foi de 30,2 m com duração média de 5,9 min. Entre os mergulhos com mais de 10 m, apenas 4,6% atingiram mais

de 100 m de profundidade. A profundidade máxima de 209,5 m é a maior já documentada para a espécie.

*Baleia-sei, **Balaenoptera borealis***

Dezoito indivíduos de *B. borealis* forneceram dados de mergulho, totalizando 4.944 registros. A profundidade máxima de mergulho foi de 193,5 metros (mergulho em “U”) e a duração máxima de 20,9 minutos (mergulho em “U”), para mergulhos com mais de 10 metros de profundidade (**Figura V.4.1-7**). A grande maioria dos mergulhos (99,7%) não passou de 100 metros de profundidade. Os mergulhos do tipo *Square* foram geralmente mais rasos, embora mais longos, enquanto os mergulhos em “U” foram os mais profundos.

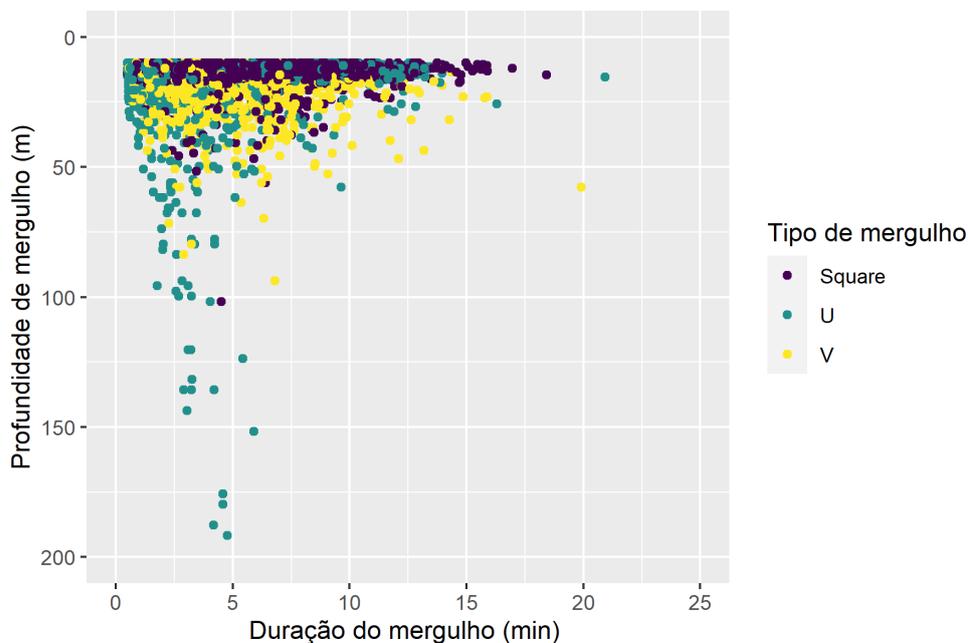


Figura V.4.1-7: Profundidade e duração dos diferentes tipos de mergulho registrados para doze indivíduos de *Balaenoptera borealis* marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS.

Os mergulhos registrados para as baleias-sei ocorreram entre a região oceânica e a plataforma continental, com maior permanência dos indivíduos na região do talude continental. Considerando todos os tipos de mergulho, os

diurnos foram mais profundos do que os noturnos (Kruskal-Wallis, $W = 2061958$; $p < 0,05$) (**Figura V.4.1-8**).

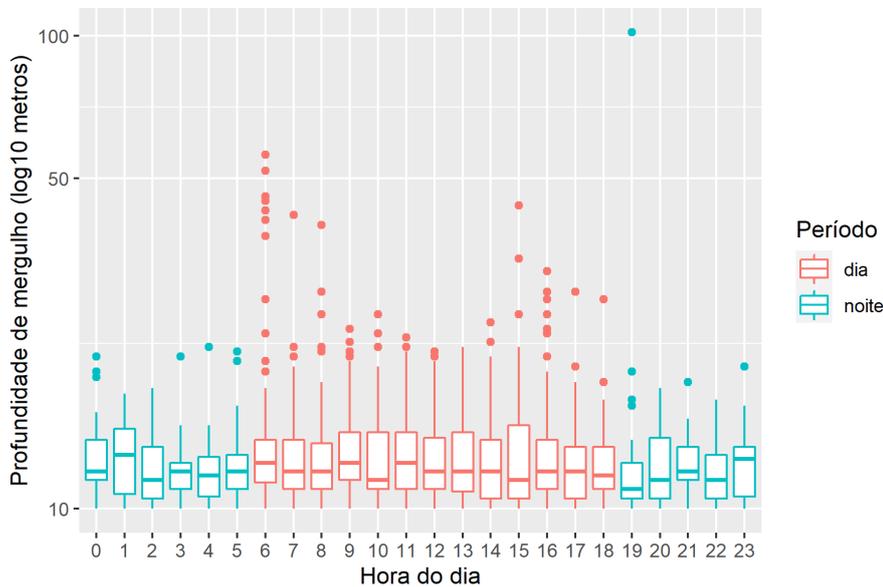


Figura V.4.1-8: Profundidade de mergulho (\log_{10} metros) registrada ao longo do dia para doze indivíduos de *Balaenoptera borealis* marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS. A caixa representa o primeiro e o terceiro quartis, e a linha mais escura horizontal indica a mediana.

Os indivíduos permaneceram longos períodos realizando mergulhos considerados rasos. É o caso do PTT 58005, um macho, monitorado durante 59 dias, período no qual a maior parte dos mergulhos ocorreu a menos de 20 metros de profundidade; e do PTT 192630, monitorado durante 38 dias, período no qual permaneceu a maior parte do tempo realizando mergulhos a menos de 20 metros. Por outro lado, o PTT 179339, monitorado durante 42 dias, realizou alguns mergulhos profundos durante sua permanência na Bacia de Santos.

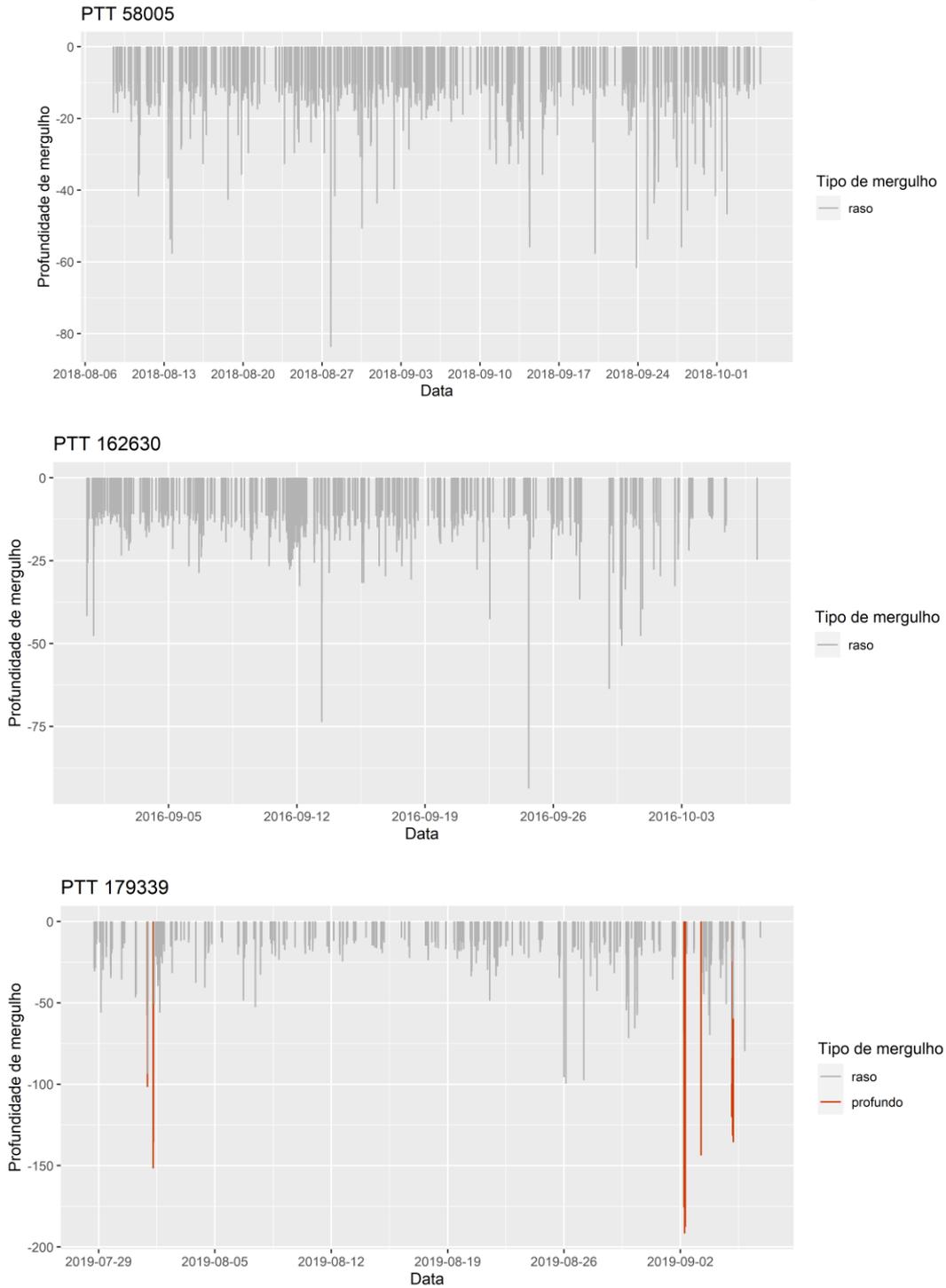


Figura V.4.1-9: Perfil de mergulho de três indivíduos de *Balaenoptera borealis* marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS. Tipo de mergulho: raso < 100 m; profundo ≥ 100 m.

Não há registros na literatura sobre o comportamento de mergulho da baleia-sei, o que não permite fazer comparações. A espécie se alimenta de um grande número de presas (KAWAMURA, 1980), e é mais conhecida por se alimentar de copépodes, em regiões de grande produtividade em altas latitudes (OLSEN et al., 2009). Contudo, é possível que ela inclusive se alimente nas águas oceânicas do Sudeste/Sul do Brasil durante o inverno, mais produtivas nessa estação do ano (CAMPOS et al., 1995; ODEBRECHT; CASTELLO, 2001). Embora a grande maioria dos mergulhos da espécie tenham sido rasos, e provavelmente relacionados ao deslocamento próximo da superfície (JEFFERSON et al., 2015), mergulhos mais profundos, observados na região do talude da Bacia de Santos, sugerem que a espécie também pode se alimentar ocasionalmente na Bacia de Santos. Esse padrão é corroborado por dados cinemáticos e de comportamento de mergulho dos DTAGs. Assim, a espécie estaria se aproveitando oportunisticamente de recursos mesopelágicos da região produtiva do talude, mas há necessidade de uma investigação mais aprofundada na medida em que as coletas de novos dados ocorram com o auxílio de *tags* satelitais e digitais (DTAGs e Cats).

*Baleia-de-Bryde, **Balaenoptera brydei***

Foram analisados os mergulhos de quatro indivíduos de *B. brydei*, totalizando 254 mergulhos. O mergulho mais profundo chegou a 165,5 metros (mergulho tipo “U”) e o mais longo durou 24,8 minutos (mergulho tipo “V”) (**Figura V.4.1-10**). Considerando os três indivíduos que permaneceram na plataforma, a grande maioria dos mergulhos (99,3%) ocorreu a menos de 50 metros de profundidade, com duração menor do que 10 minutos. Contudo, o PTT 224124, marcado na região do talude, realizou 57% dos mergulhos a mais de 50 metros.

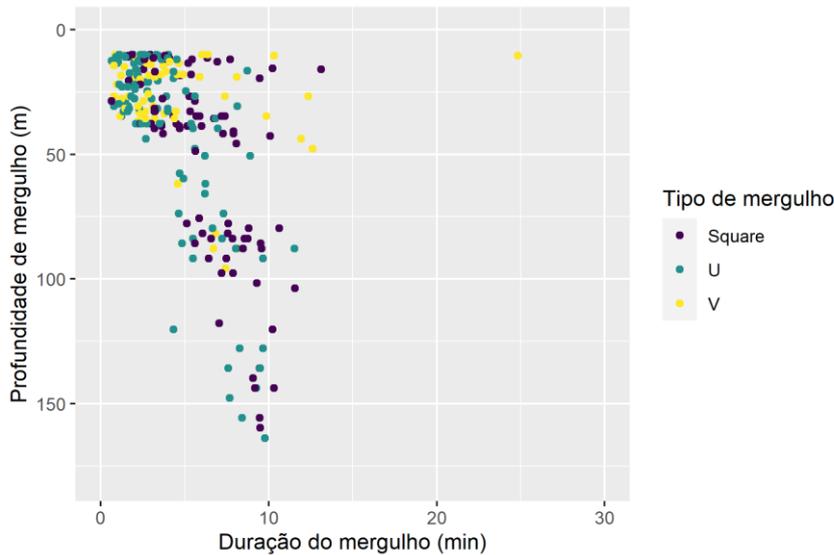


Figura V.4.1-10: Profundidade e duração dos diferentes tipos de mergulho registrados para quatro indivíduos de *Balaenoptera brydei* marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS.

Cerca de metade dos mergulhos registrados foi para o PTT 224124, que permaneceu na região do talude ao longo de todo o período. Considerando todos os tipos de mergulho, os diurnos foram mais profundos do que os noturnos ($W = 3.188$; $p < 0,05$) (**Figura V.4.1-11**).

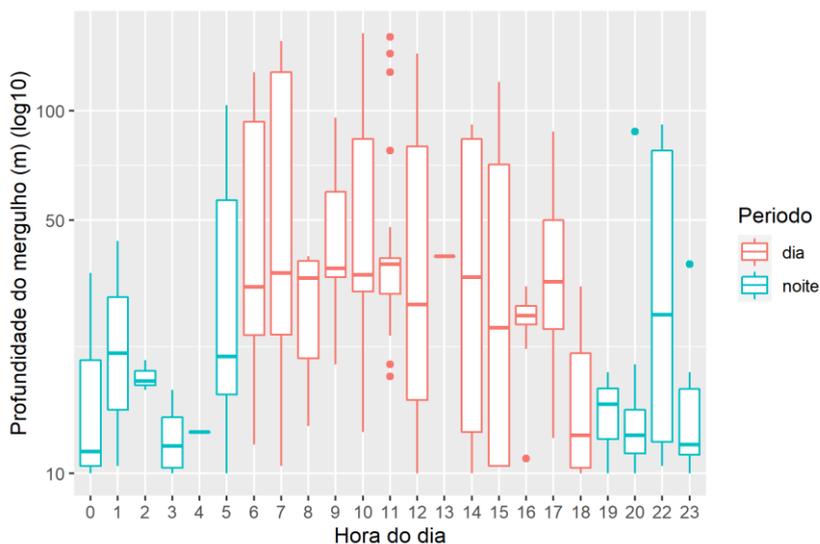


Figura V.4.1-11: Profundidade de mergulho (\log_{10} metros) registrada ao longo do dia para quatro indivíduos de *Balaenoptera brydei* marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS. A caixa representa o primeiro

e o terceiro quartis, e a linha mais escura horizontal indica a mediana.

A profundidade máxima de mergulho da baleia-de-Bryde chegou a 271 m no Golfo do México, mas a baleia permaneceu a menos de 15 m durante 70% do tempo. O comportamento de mergulho da espécie já foi documentado em diferentes regiões utilizando *tags* fixados por copos de sucção. No entanto, esse foi o primeiro registro obtido por meio de telemetria satelital. Soldevilla et al. (2017) registraram um padrão estereotipado levando em consideração os dados de um indivíduo, com mergulhos mais profundos (>70 m) durante o dia e mergulhos rasos (<30 m) à noite, similar ao registrado nas Ilhas Madeira, no Atlântico Norte (ALVES et al., 2010). Os resultados do PMC-BS indicam um mesmo padrão para a espécie no Atlântico Sul Ocidental e podem estar relacionados à migração vertical de suas presas.

Baleia-minke-Antártica, *Balaenoptera bonaerensis*

Foram obtidos dados de mergulho de quatro indivíduos, sendo dois machos, uma fêmea e outro de sexo não determinado. Dois indivíduos marcados no inverno (julho) seguiram em sentidos opostos após a marcação, com o macho indo para a Região Nordeste do Brasil e o outro para o Sul, seguindo ao longo do talude. Os outros dois indivíduos, um macho e uma fêmea, marcados na primavera (novembro), também seguiram para o sul após a marcação. Entre os 1.464 mergulhos registrados, o mais profundo chegou a 181,5 metros (tipo “U”), e o mais longo chegou a 19,3 minutos (tipo “V”) (**Figura V.4.1-12**). Os mergulhos diurnos foram mais profundos do que os noturnos (Kruskal-Wallis, $W = 32224$; $p > 0,05$) (**Figura V.4.1-13**).

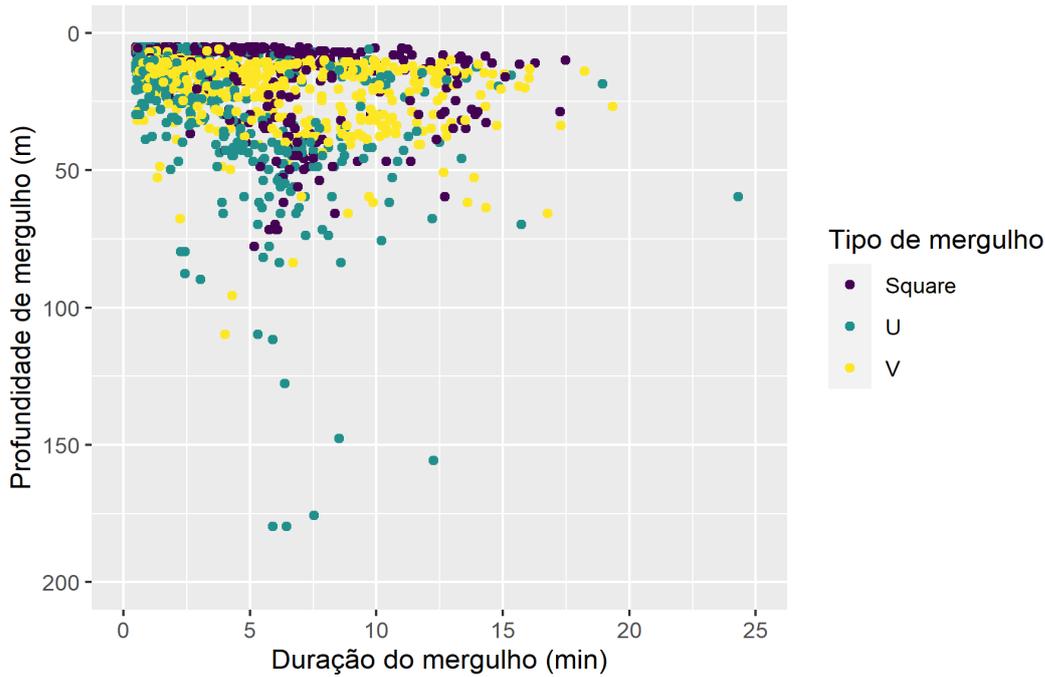


Figura V.4.1-12: Profundidade e duração dos diferentes tipos de mergulho registrados para quatro indivíduos de *Balaenoptera bonaerensis* marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS.

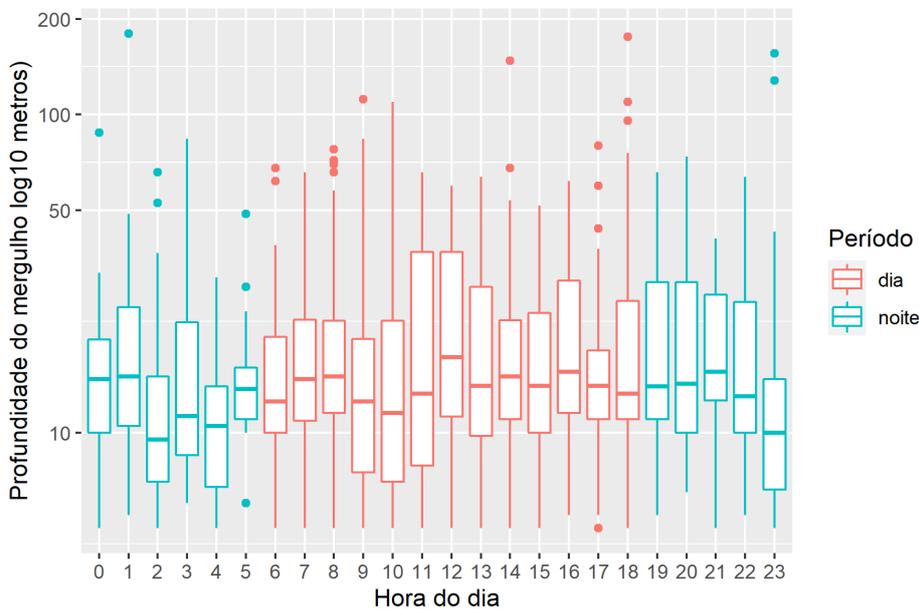


Figura V.4.1-13: Profundidade de mergulho (\log_{10} metros) registrada ao longo do dia para quatro indivíduos de *Balaenoptera bonaerensis* marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS. A caixa representa o primeiro e o terceiro quartis, e a linha mais escura horizontal indica a mediana.

Cerca de 99,4% dos mergulhos registrados para a espécie foram considerados rasos, ocorrendo a menos de 100 metros de profundidade. A maior parte dos mergulhos profundos foi registrada para o PTT 166666, um macho que seguiu em rota migratória para o norte.

São escassas as informações sobre o comportamento de mergulho da baleia-minke-Antártica (GALES et al., 2005). Friedlaender et al. (2014) analisaram dados para a região da Antártica e registraram uma profundidade média de 18,5 metros e duração média de 1,4 minuto para baleias em comportamento alimentar, com o registro de profundidade máxima em 105 metros e duração máxima de 7,2 minutos. De maneira geral, os animais tendem a permanecer mais próximos da superfície nas áreas reprodutivas, o que pode ter sido influenciado pela presença de um filhote no grupo do macho que foi marcado.

*Baleia-jubarte, **Megaptera novaeangliae***

Foram registrados 9.088 mergulhos para a espécie, considerando os sete indivíduos que foram analisados. Os indivíduos que migraram para o sul (PTTs 158553, 34588 e 34722) realizaram mergulhos mais profundos em comparação aos indivíduos que permaneceram junto à costa (PTTs 158542 e 34686) (**Figura V.4.1-14**).

O mergulho mais profundo registrado para a espécie chegou a 355,5 metros (tipo “U”), e o mais longo chegou a 26,8 minutos (tipo *Square*). Cerca de 15,9% dos mergulhos chegaram a mais de 100 m de profundidade e a duração dos mergulhos se concentrou em até 15 minutos.

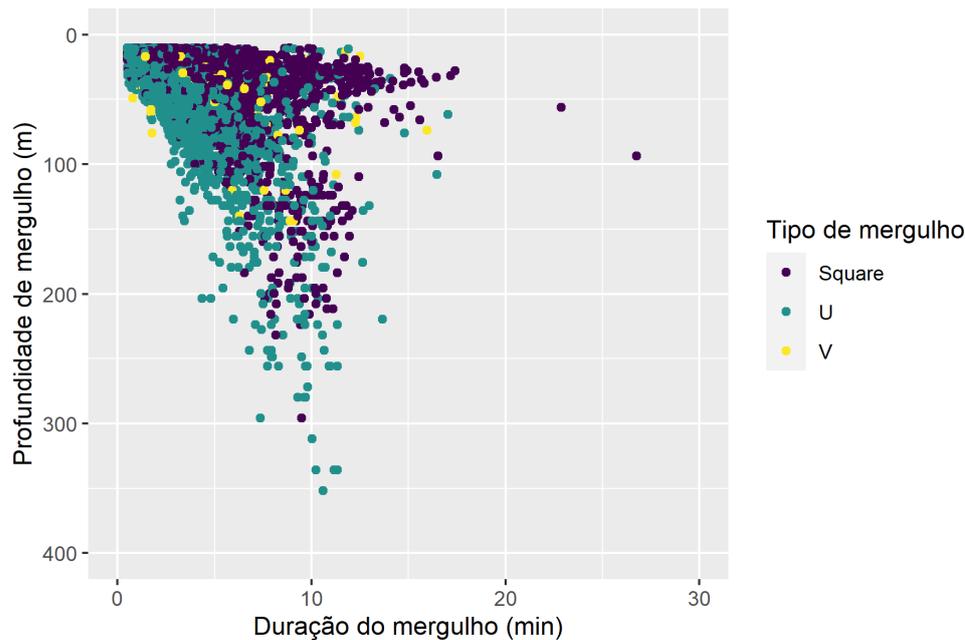


Figura V.4.1-14: Profundidade e duração dos diferentes tipos de mergulho registrados para sete indivíduos de *Megaptera novaeangliae* marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS.

Os mergulhos diurnos foram mais profundos do que os noturnos, considerando os diferentes tipos de submersão em conjunto (Kruskal-Wallis, $W = 9.534.300$; $p < 0,05$) (Figura V.4.1-15).

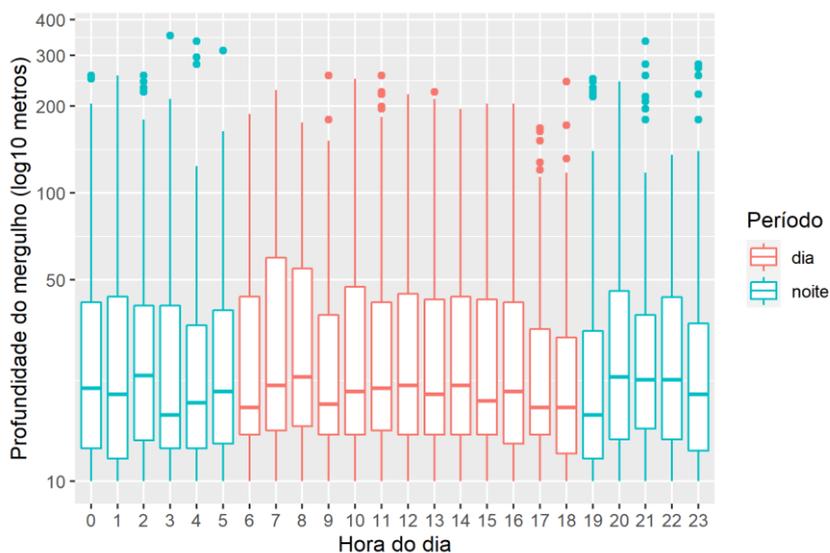


Figura V.4.1-15: Profundidade de mergulho (\log_{10} metros) registrada ao longo do dia para sete indivíduos de *Megaptera novaeangliae* marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS. A caixa representa o primeiro

e o terceiro quartis, e a linha mais escura horizontal indica a mediana.

Embora a baleia-jubarte seja uma das espécies de misticeto mais bem estudada, são escassas as informações sobre o comportamento de mergulho, principalmente fora das áreas de alimentação. De maneira geral, a espécie é conhecida por realizar mergulhos rasos, permanecendo a maior parte do tempo próximo da superfície (BAIRD et al., 2000). Baird et al. (2000) também documentaram com regularidade mergulhos profundos em área de reprodução (até 176 m), limitados em geral pela profundidade local. Vários autores discutem os motivos pelos quais as baleias-jubarte realizam mergulhos profundos em áreas reprodutivas, abordando hipóteses relacionadas à obtenção de informações para orientação de rotas migratórias, com função de navegação, ou mesmo com o objetivo de escuta, com função social. Contudo, Derville et al. (2020) sugerem a hipótese de alimentação oportunista, principalmente quando são realizados mergulhos em forma de “U”. Os mergulhos profundos registrados pelo PMC/BS foram principalmente em forma de “U” ou *Square*, o que sugere que de fato podem estar relacionados a eventos de alimentação, como já mencionado para a espécie na costa brasileira (DANILEWICZ et al., 2009; DE SÁ et al., 2009).

O comportamento de mergulho durante a migração mostrou um padrão distinto em relação aos animais que permaneceram próximo da costa. Essas variações podem estar relacionadas às diferenças de profundidade entre os ambientes ocupados e ao comportamento dos animais em cada situação (deslocamento de migração versus alimentação). Os dois animais monitorados na costa de Santa Catarina seguiram a tendência indicada por Baird et al. (2000) de usar toda a coluna de água. As observações de campo sugerem que esse animal estava se alimentando no fundo, pois a área tinha entre 10 e 15 metros de profundidade e, em vários momentos, foi observado sedimento em suspensão na superfície logo após o mergulho da baleia.

Odontocetos - Família *Physeteridae*

Cachalote, *Physeter macrocephalus*

Foram registrados 795 mergulhos para três indivíduos de *P. macrocephalus*. Como o tempo de amostragem de dois indivíduos foi reduzido, a maior parte dos dados representa o comportamento de mergulho do indivíduo PTT 34732 (n = 780). O mergulho mais profundo atingiu 1.447,5 metros (tipo “V”) e o mais longo chegou a 65,8 minutos (tipo *Square*). De maneira geral, os dados indicam dois padrões comportamentais para o indivíduo, com um agrupamento de mergulhos rasos e de curta duração (com predominância do tipo “U”), o que sugere descanso, e um segundo agrupamento de mergulhos profundos e longos (com predominância do tipo *Square*), o que sugere forrageamento (**Figura V.4.1-16**).

Cerca de 29% dos mergulhos alcançaram profundidade máxima de 100 m e 29% dos mergulhos foram a mais de 500 metros de profundidade (n = 757). A duração de cerca de 59% dos mergulhos foi de até 10 minutos, mas 26% duraram de 50 a 70 minutos (n = 757). Em média, o PTT 34732 permaneceu aproximadamente 47% do dia a uma profundidade de até 100 metros e 38% do dia a mais de 500 metros de profundidade.

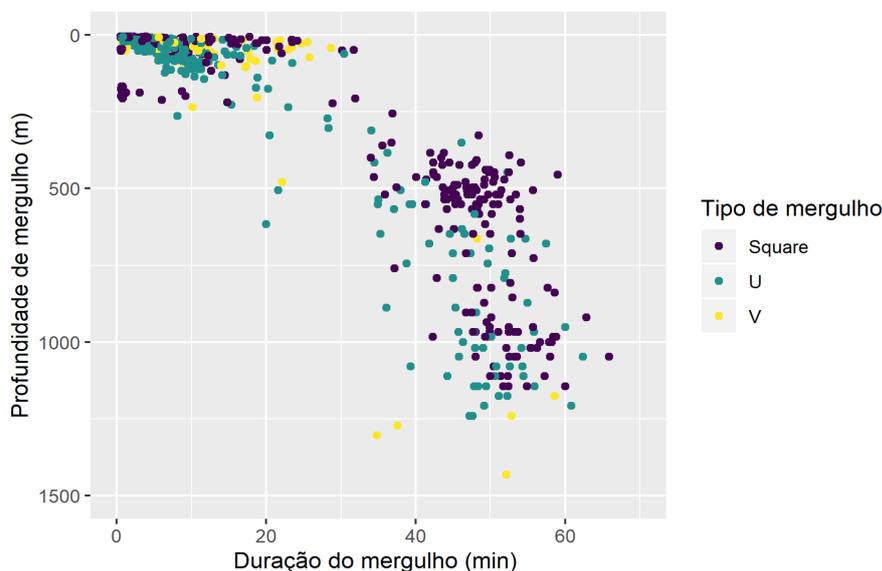


Figura V.4.1-16: Profundidade e duração dos diferentes tipos de mergulho registrados para três indivíduos de *Physeter macrocephalus* marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS.

Os mergulhos noturnos foram mais profundos do que os diurnos, considerando todos os tipos de mergulho em conjunto ($W = 89.112$; $p < 0,05$). Analisando os diferentes tipos de submersão separadamente, é possível observar uma grande variabilidade na profundidade de mergulhos ao longo do dia, principalmente para os mergulhos tipo *Square* (Figura V.4.1-17).

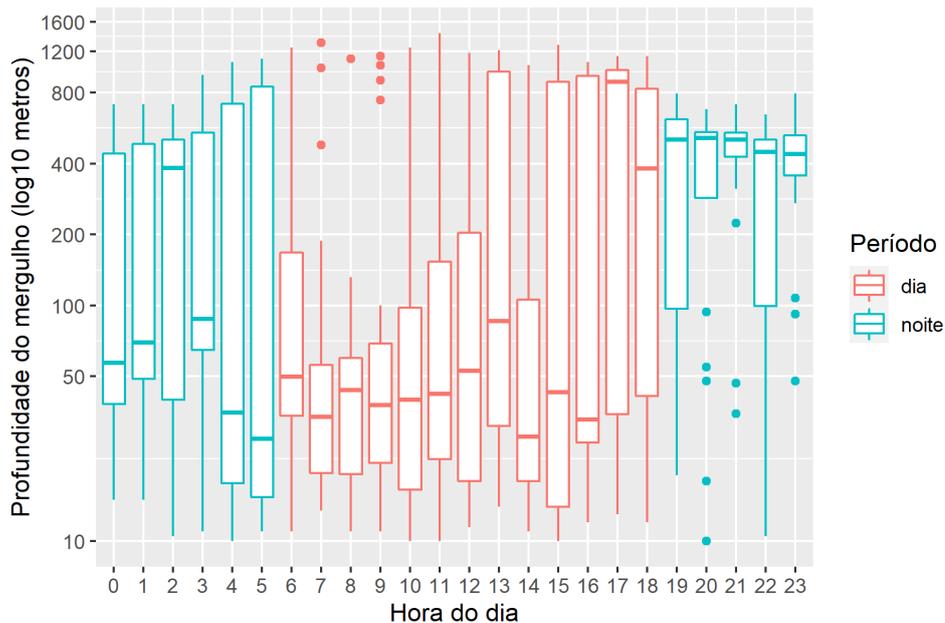


Figura V.4.1-17: Profundidade de mergulho (\log_{10} metros) registrada ao longo do dia para três indivíduos de *Physeter macrocephalus* marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS. A caixa representa o primeiro e o terceiro quartis, e a linha mais escura horizontal indica a mediana.

Physeter macrocephalus são conhecidos por sua grande capacidade de mergulho, que regularmente pode chegar a 60 min e mais de 1.000 metros de profundidade (AOKI et al., 2007). Mergulhos que chegam a 350 metros de profundidade podem ser considerados rasos para a espécie e estão relacionados a comportamentos de socialização e descanso, enquanto os mergulhos de forrageamento ocorrem em grandes profundidades (MILLER et al., 2004; AOKI et al., 2012). No Golfo da Califórnia, Irvine et al. (2017) registraram uma profundidade média máxima de mergulho em 325 metros (DP = 239), com mergulhos ocasionais a 1.500 metros de profundidade. A duração média dos

mergulhos foi de 25,4 minutos (DP = 14,2). Na Bacia de Santos, a profundidade média foi um pouco menor (234,1 metros), assim como a duração (18,01 minutos), mas 29% dos mergulhos registrados ultrapassaram os 500 metros de profundidade e possivelmente estão relacionados ao forrageamento. Na região das ilhas Geórgia do Sul, a profundidade máxima de mergulhos de forrageamento do cachalote foi de 1.343 metros, e a duração máxima de 42,1 minutos (TOWERS et al., 2018), excedendo esses valores quando estão predando peixes na pesca de espinhel. A profundidade máxima registrada na Bacia de Santos foi semelhante à de outras regiões (1.447,5 metros), mas a duração máxima foi superior (65,8 minutos).

O ciclo de mergulho é bastante estereotipado para algumas regiões. Os mergulhos típicos tendem a ser de 45 minutos (variando de 14 a 64 minutos), com um tempo de permanência no fundo de 28 minutos, seguido de um intervalo na superfície de cerca de 9 minutos entre sucessivos mergulhos (WATWOOD et al., 2006). No Golfo da Califórnia, México, a espécie permanece 75% do tempo em profundidades de 200 a 400 metros (DAVIS et al., 2007), enquanto os indivíduos marcados pelo PMC-BS permaneceram 62% do tempo a menos de 500 metros de profundidade.

Odontocetos - Família Delphinidae

*Orca, **Orcinus orca***

Foram registrados 7.871 mergulhos para nove indivíduos de *O. orca*. Não foram obtidos dados de mergulho para o indivíduo marcado em 2020. O mergulho mais profundo chegou a 403,5 metros (tipo “V”) e o mais longo durou 17,5 minutos (tipo *Square*). De maneira geral, os mergulhos *Square* foram os mais frequentes, principalmente no agrupamento de mergulhos observado até o máximo de 100 metros de profundidade e 10 minutos de duração (**Figura V.4.1-18**). Cerca de 53% dos mergulhos ocorreram a menos de 20 metros de profundidade.

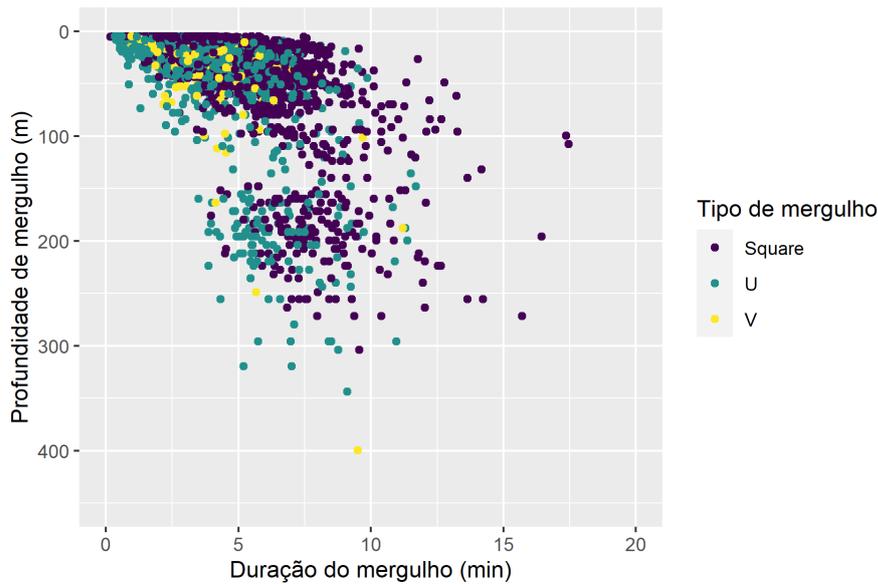


Figura V.4.1-18: Profundidade e duração dos diferentes tipos de mergulho registrados para nove indivíduos de **Orcinus orca** marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS.

Entre os indivíduos marcados, seis permaneceram na região do talude, dois realizaram um movimento em direção ao sul e um permaneceu na região de Cabo Frio. Podem-se observar diferenças marcantes na profundidade de mergulho entre indivíduos em função do habitat, sugerindo um comportamento muito variável, adaptado às características do habitat, utilizando a coluna d'água quando próximo da costa, diferente da região do talude.

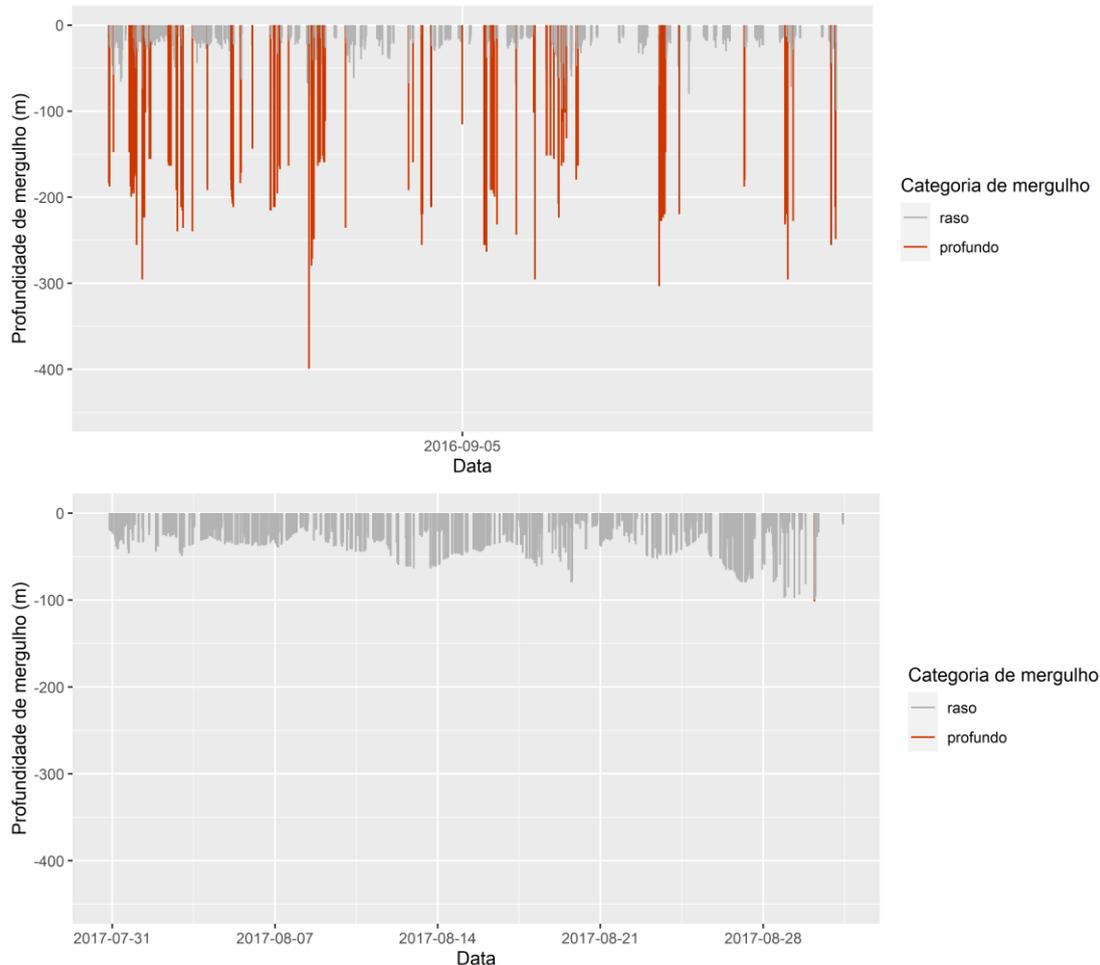


Figura V.4.1-19: Perfil de mergulho de dois indivíduos de *Orcinus orca* marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS. Tipo de mergulho: raso < 100 m; profundo ≥ 100 m. À esquerda o PTT 162628, que permaneceu na região do talude; à direita o PTT 162633, que permaneceu junto à costa.

Os mergulhos diurnos foram mais profundos que os noturnos, considerando todos os tipos de mergulho em conjunto (Kruskal-Wallis, $W = 7038125$; $p < 0,05$) (Figura V.4.1-20).

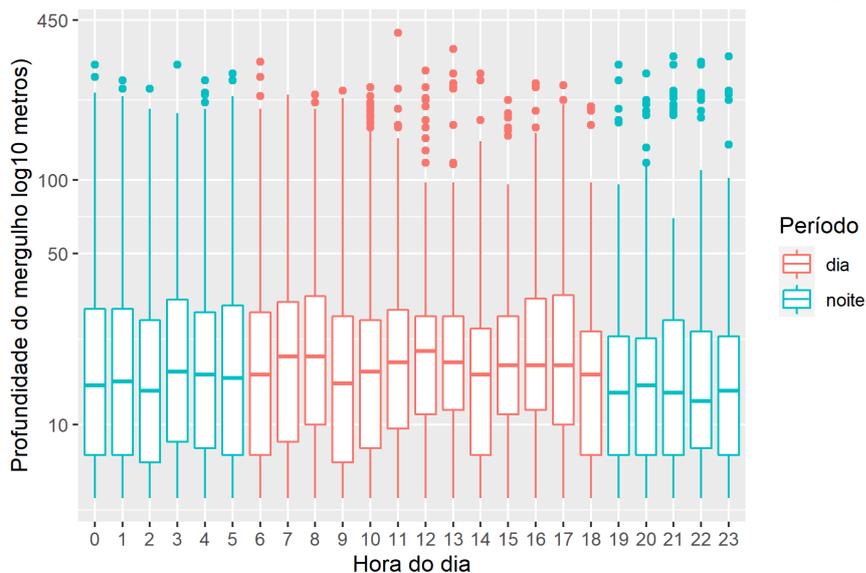


Figura V.4.1-20: Profundidade de mergulho (\log_{10} metros) registrada ao longo do dia para nove indivíduos de **Orcinus orca** marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS. A caixa representa o primeiro e o terceiro quartis, e a linha mais escura horizontal indica a mediana.

Não há registros do comportamento de mergulho de *Orcinus orca* no Atlântico Sul, com a maior parte das informações restritas ao Hemisfério Norte. Miller et al. (2010), utilizando DTAGs no Alasca, concluíram que à noite ocorre uma redução no número de mergulhos e um aumento na duração dos mergulhos rasos. Os dados obtidos no presente trabalho referem-se a um único indivíduo na região costeira e não houve diferenças na profundidade de mergulho entre o dia e a noite. Utilizando sistemas acústicos, Newman e Springer (2008) concluíram que os animais aumentam a atividade durante a noite, o que poderia estar associado à maior disponibilidade de suas presas. Wright et al. (2017), também no Atlântico Norte, utilizaram DTAGs e concluíram que os mergulhos de caça ocorreram a mais de 100 metros de profundidade. Esses mergulhos foram classificados, em sua maioria, como mergulhos em formato “V”.

O presente trabalho registrou que apenas 4,9% dos mergulhos ultrapassaram os 100 metros de profundidade e, portanto, podem estar associados à alimentação, embora caiba considerar que o registro da maior parte dos mergulhos analisados foi de um indivíduo que se movimentou ao longo da costa no sentido sul; os mergulhos *Square* foram os mais rasos e mais longos.

Para o indivíduo que permaneceu na região costeira, os mergulhos *Square* foram os mais profundos e mais longos.

Em geral, a espécie realiza mergulhos a menos de 300 metros de profundidade, com duração de até 4 minutos (WRIGHT et al., 2017), mas tem capacidade de permanecer até 16 minutos e atingir profundidade de 767 metros (REISINGER et al., 2015). A identificação de profundidade máxima durante o esforço amostral deste estudo registrou mergulhos de 403,5 metros. Apenas quatro mergulhos ultrapassaram a profundidade de 300 metros. Na região das ilhas Geórgia do Sul, 76% dos mergulhos de forrageamento foram a menos de 100 metros de profundidade e 17% a mais de 200 metros (TOWERS et al., 2018).

Baleia-piloto-de-peitorais-curtas, ***Globicephala macrorhynchus***

Foram obtidos dados de mergulho para cinco indivíduos de *G. macrorhynchus*, totalizando 1.311 mergulhos. O mergulho mais profundo chegou a 959,5 metros (tipo “U”) e o mais longo durou 17,9 minutos (tipo “V”) (**Figura V.4.1-21**). Cerca de 10,7% dos mergulhos foram considerados profundos, com mais de 200 metros.

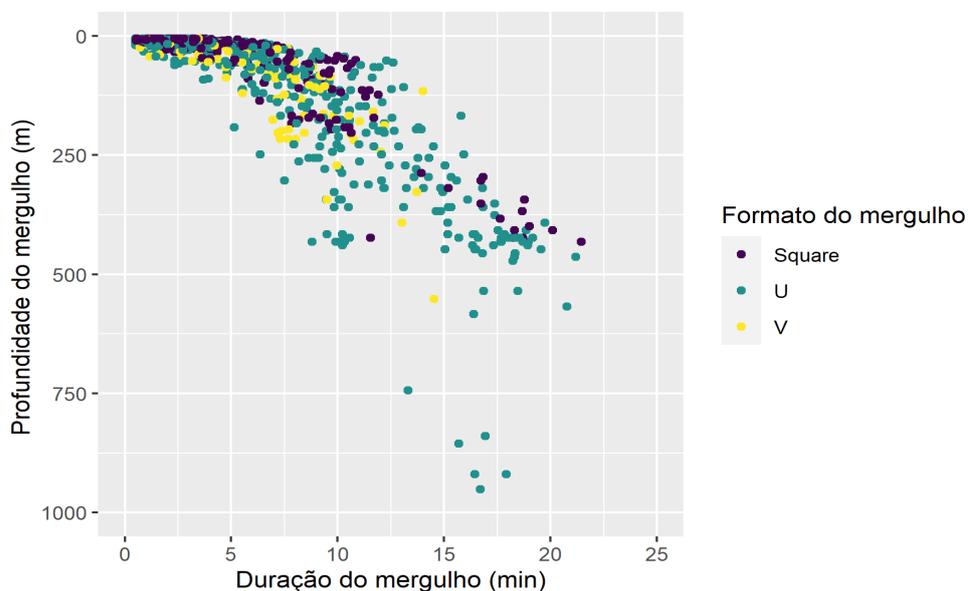


Figura V.4.1-21: Profundidade e duração dos diferentes tipos de mergulho registrados para cinco indivíduos de ***Globicephala macrorhynchus*** marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS.

Os mergulhos noturnos foram mais profundos em comparação aos diurnos, considerando todos os tipos de submersão em conjunto (Kruskal-Wallis, $W = 326.559$; $p < 0,05$) (**Figura V.4.1-22**). Analisando os diferentes tipos de mergulho separadamente, é possível observar que tal padrão é marcante para os mergulhos tipo *Square* e “U”, enquanto os mergulhos tipo “V” apresentaram grande variabilidade na profundidade.

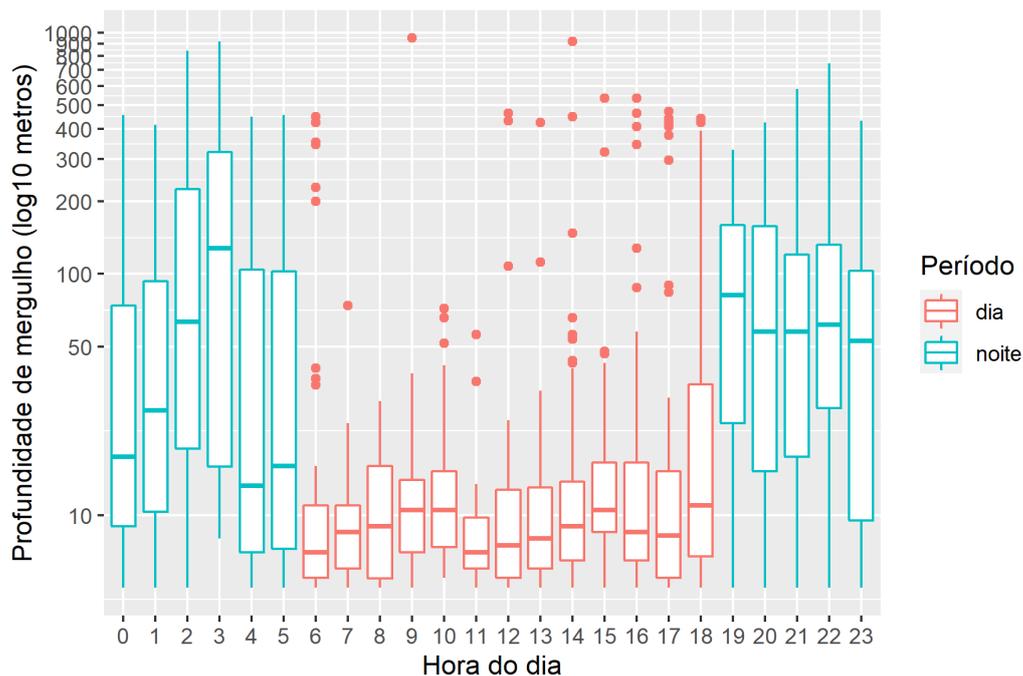


Figura V.4.1-22: Profundidade de mergulho (\log_{10} metros) registrada ao longo do dia para cinco indivíduos de *Globicephala macrorhynchus* marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS. A caixa representa o primeiro e o terceiro quartis, e a linha mais escura horizontal indica a mediana.

Baleias-piloto-de-peitorais-curtas são conhecidas por sua aptidão para mergulhos de grande profundidade, embora existam poucos estudos que abordem dados específicos sobre o tema, e costumam forragear a mais de 800 metros de profundidade (BAIRD et al., 2002; QUICK et al., 2017). Dois indivíduos juvenis de *Globicephala melas*, marcados e soltos após um período de reabilitação no nordeste do Atlântico, realizaram a maior parte dos mergulhos a

uma profundidade menor que 15 metros, com duração de 2 minutos, embora tenham registrado uma profundidade máxima de até 500 metros e 14 minutos de duração (NAWOJCHIK et al., 2003).

No Mar da Ligúria, indivíduos de *G. melas*, marcados com transmissores arquivais, exibiram comportamento de mergulho distinto durante o dia, com os mergulhos mais profundos e longos realizados no entardecer (máximo de 648 metros e 12,7 minutos) (BAIRD et al., 2002). Utilizando o mesmo tipo de equipamento, Alves et al. (2013) constataram que *G. macrorhynchus* permanece 94,1% do tempo a menos de 100 metros de profundidade, em mergulhos com duração inferior a 5 minutos nas imediações da Ilha Madeira, no Atlântico Norte. A profundidade máxima registrada foi de 988 metros e 16,08 minutos de duração (ALVES et al., 2013). Quick et al. (2017) concluíram que o comportamento de subsuperfície de *G. macrorhynchus* é bastante complexo e identificaram quatro tipos de mergulho, ou estados de mergulho, sendo que os indivíduos tendem a mergulhar em *clusters* de mergulhos de padrão semelhante.

Golfinho-de-Risso, Grampus griseus

Foram registrados 95 de mergulhos, todos para um indivíduo de *Grampus griseus*. O mergulho mais profundo chegou a 185,5 metros (tipo “U”) e o mais longo durou 8,6 minutos (tipo “U”) (**Figura V.4.1-23**). Cerca de 17% dos mergulhos chegaram a mais de 50 metros de profundidade, o que indica que o indivíduo não realizou mergulhos profundos no período, considerando que ele permaneceu na região do talude continental. Não foi possível avaliar a variação diária devido ao baixo número amostral de mergulhos para a espécie.

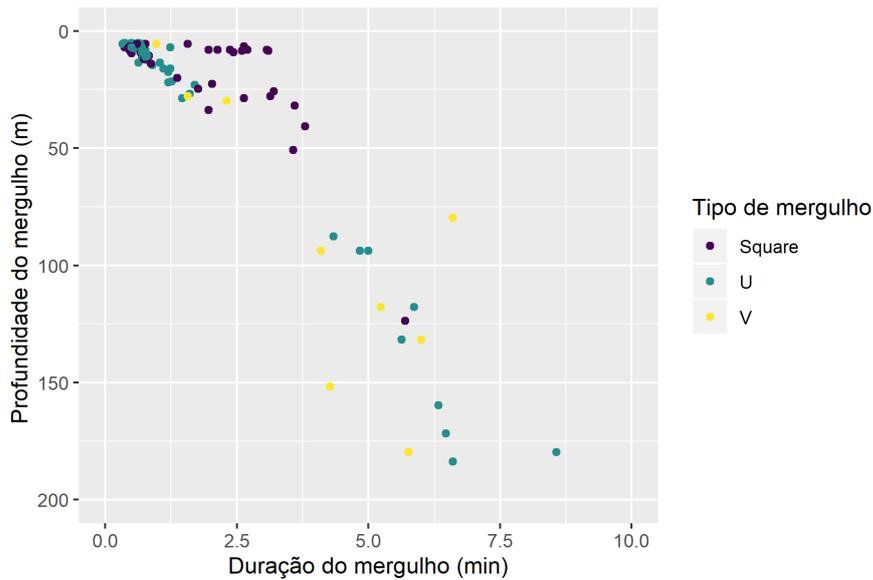


Figura V.4.1-23: Profundidade e duração dos diferentes tipos de mergulho registrados para um indivíduo de **Grampus griseus** marcado com transmissor satelital pelo PMC-BS.

O golfinho-de-Risso costuma habitar águas com até 1.500 metros de profundidade e se alimenta principalmente de cefalópodes (JEFFERSON et al., 2015). Algumas de suas presas realizam migração vertical, subindo durante a noite, o que facilita a sua predação pelos cetáceos e pode influenciar no seu padrão de mergulho, ocasionando mergulhos mais profundos à noite para a captura dessas presas. Embora o animal monitorado estivesse na região do talude continental, a profundidade média dos mergulhos foi reduzida (32,7 metros), semelhante ao registrado no sul da Califórnia, onde a profundidade média dos mergulhos da espécie foi menor que 30 metros (FALCONE; SCHORR, 2012).

Contudo, a profundidade (185,5 metros) e a duração máxima (8,6 minutos) registradas pelo PMC-BS foram inferiores ao identificado na Califórnia, em que a profundidade máxima foi de 704 metros e a duração foi de 9,3 minutos para animais marcados nas proximidades de ilhas oceânicas (FALCONE; SCHORR, 2012).

A profundidade média dos mergulhos na Bacia de Santos indicou que mais de 95% dos mergulhos realizados por um indivíduo reabilitado e monitorado com transmissor satelital não ultrapassou os 50 metros de profundidade, chegando

no máximo a 500 metros; os mergulhos mais profundos foram realizados à noite. A duração de cerca de 99% dos mergulhos foi inferior a 6 minutos, com 55% dos mergulhos durando entre 2 e 4 minutos (WELLS et al., 2009).

*Golfinho-nariz-de-garrafa, **Tursiops truncatus***

Foram obtidos dados de mergulho para dez indivíduos de *T. truncatus*, totalizando 2.114 mergulhos do ecótipo ou subespécie oceânica (*T. t. truncatus*), considerando o parâmetro de 1,5 metro para a definição de mergulho. A profundidade máxima foi de 72,5 metros (tipo *Square*) e o mergulho mais longo chegou a 5,8 minutos (tipo *Square*). A grande maioria dos mergulhos (76,6%) não passou de 20 metros de profundidade (**Figura V.4.1-24**). Chamou atenção uma grande quantidade de mergulhos curtos (na faixa de 1 min) e profundos do tipo *square*. A tendência é desse tipo de mergulho ser mais demorado, inclusive por conta da maior profundidade. Mas como trata-se de um único indivíduo da amostra, pode ser algum comportamento individual, como uma resposta comportamental ao processo de marcação ou mesmo algum problema técnico no tag. Este indivíduo poderá ser excluído em futuras análises.

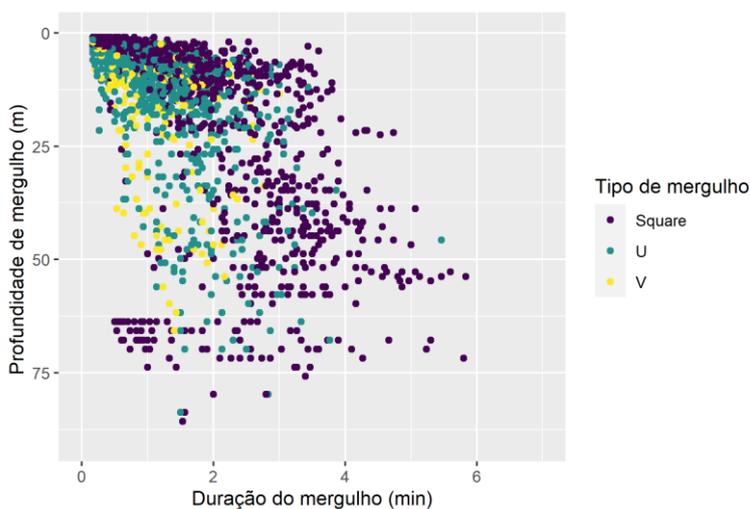


Figura V.4.1-24: Profundidade e duração dos diferentes tipos de mergulho registrados para dez indivíduos de *Tursiops truncatus* marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS.

Os mergulhos noturnos foram mais profundos que os diurnos, considerando todos os tipos de mergulho em conjunto (Kruskal-Wallis, $W = 2.745.298$; $p > 0,05$) (Figura V.4.1-25).

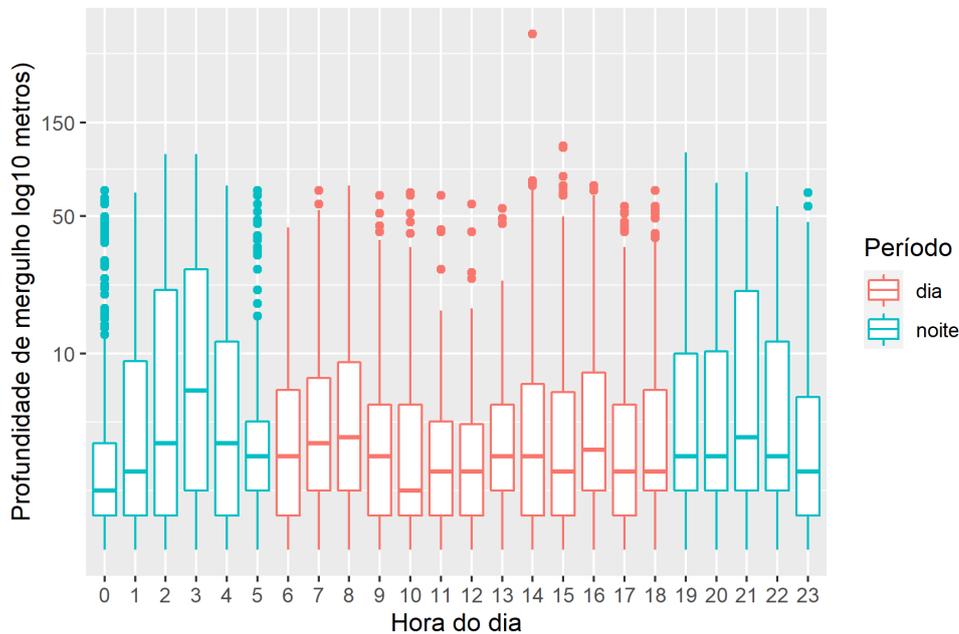


Figura V.4.1-25: Profundidade de mergulho (\log_{10} metros) registrada ao longo do dia para dez indivíduos de *Tursiops truncatus* marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS. A caixa representa o primeiro e o terceiro quartis, e a linha mais escura horizontal indica a mediana.

Os dois ecótipos descritos para *T. truncatus* no litoral brasileiro ocorrem na Bacia de Santos (COSTA et al., 2016). Os dados de genética e de padrão de coloração indicam que todos os animais marcados durante o PMC-BS pertencem ao chamado ecótipo oceânico. Nas Bermudas, a maior parte dos mergulhos mais profundos chegou a 250 m, mas o limite máximo excedeu 500 m de profundidade (KLATSKY et al., 2007). Cabe ressaltar que as Bermudas são ilhas oceânicas com uma plataforma continental curta, e locais de elevada profundidade podem estar bem próximos à costa. Essa profundidade é muito superior à registrada no presente trabalho, de 72,5 metros, embora caiba considerar que os indivíduos analisados na Bacia de Santos permaneceram todo o período de monitoramento muito próximo da costa, o que explica o grande

percentual de mergulhos rasos e de curta duração. Hastie et al. (2006), utilizando transmissores arquivais, registraram mergulhos de até 58,5 m de profundidade, o que coincidiu com o fundo marinho numa região costeira do Atlântico Norte, na Escócia. Analisando a atividade acústica dos animais, conclui-se que a maior parte do comportamento de pesca ocorreu até uma profundidade de 10 m.

V.4.2 Repertório acústico

Os cetáceos produzem uma grande variedade de sinais acústicos e dependem do som para se comunicar, navegar e localizar presas, de modo que variações nos padrões de emissão acústica podem fornecer pistas do comportamento e ecologia das espécies, bem como auxiliar na identificação de impactos (TYACK; CLARK, 2000). A análise dos sinais acústicos também funciona como uma ferramenta complementar na identificação dos cetáceos, já que alguns táxons podem ser reconhecidos facilmente com base em padrões do seu repertório acústico. O monitoramento acústico é uma ferramenta complementar importante para o registro das espécies de cetáceos, especialmente aquelas de comportamento críptico que são dificilmente avistadas (HODGE et al., 2018; DALPAZ et al., 2021). Outras espécies, no entanto, possuem um alto nível de sobreposição dos parâmetros acústicos do repertório, como os delfínidos, o que demanda um amplo esforço prévio de descrição de repertório e desenvolvimento de classificadores (OSWALD et al., 2003; USMAN et al., 2020). Nesse sentido, o foco das análises tem sido a caracterização do repertório acústico e classificação das espécies, com ênfase nos delfínidos, que são as espécies mais numerosas, e algumas dessas com as mais elevadas abundâncias registradas pelo PMC-BS, apresentando um potencial importante para a análise de impactos.

Tipos de vocalizações de cetáceos da subordem Odontoceti

Os assovios são o tipo de som mais estudado e conhecido entre os odontocetos (**Figura V.4.2-1**), produzidos principalmente pelos membros da

família Delphinidae (MAY-COLLADO et al., 2007). Esses sons estão associados à comunicação, desempenhando funções importantes, como coesão de grupo, coordenação de atividades, reconhecimento individual e parental, alerta de predadores e outros aspectos das relações sociais (SMOLKER et al., 1993; TYACK; CLARK, 2000; TYACK, 2000; JANIK, 2009; THOMSEM et al., 2002; KING et al., 2013).

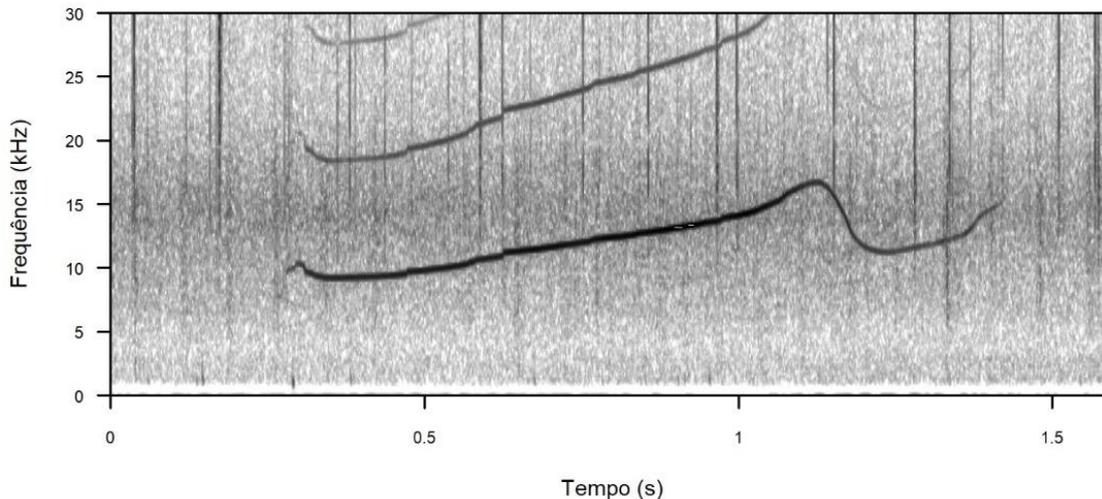


Figura V.4.2-1: Exemplo de um assovio do golfinho-rotador (*Stenella longirostris*) registrado pelo PMC-BS.

Outro tipo de som frequentemente produzido pelos odontocetos são os cliques de ecolocalização. A maior parte dos cliques de ecolocalização é composta por sons de banda larga (20 - 150 kHz), produzidos em sequências ou cadeias de pulsos, variando em relação à amplitude e ao intervalo entre os pulsos, conforme o animal investiga o ambiente ao redor (AU, 1993) (**Figura V.4.2-2**). Diferente dos assovios, que são mais comuns na família Delphinidae, os cliques de ecolocalização são produzidos por todas as espécies de odontocetos, e algumas espécies, gêneros e famílias possuem características distintas entre seus cliques que permitem a classificação taxonômica.

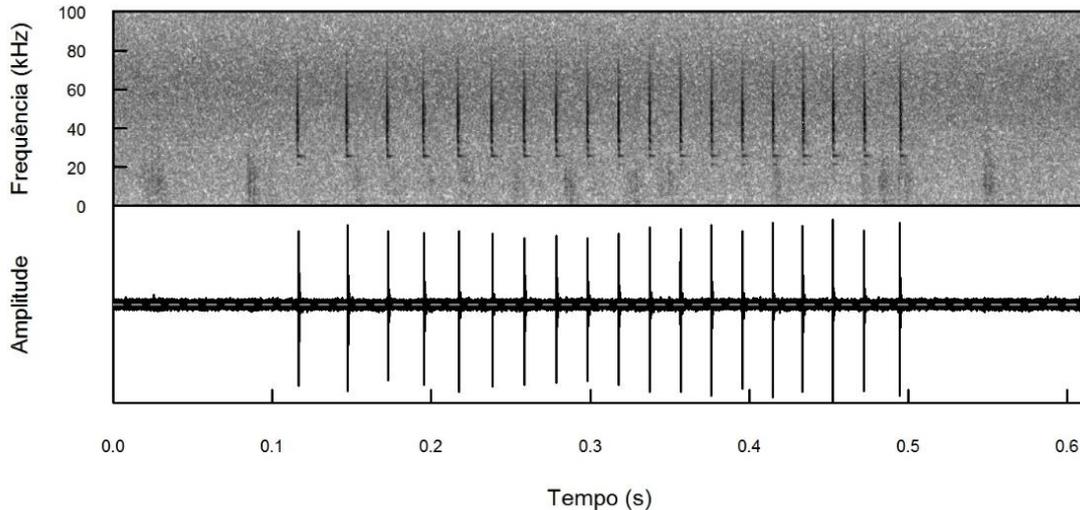


Figura V.4.2-2: Exemplo de cliques de ecolocalização do golfinho-de-Risso (*Grampus griseus*) registrado pelo PMC-BS. Acima o espectrograma e abaixo o oscilograma.

V.4.2.1 Banco de Dados Acústicos do PMC-BS – Sonoteca

O banco de dados acústicos do PMC-BS é composto por amostras de vocalizações de cetáceos registradas ao longo das Campanhas de Avistagem Embarcada e MAP, associadas a diversas informações coletadas em campo, como data, hora, espécie e posição geográfica. Os dados coletados foram na sua grande maioria de espécies de odontocetos, devido ao ruído da embarcação de pesquisa, que impossibilita o registro de sons de baixa frequência (< 1kHz), onde se concentram as vocalizações da maioria dos mysticetos. A única espécie de mysticeto que foi possível detectar nessas campanhas foi a baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*). Para complementar a amostragem de sons de outras baleias, o PMC-BS tem direcionado esforços para o processamento de dados disponibilizados pelo Projeto de Monitoramento da Paisagem Acústica Submarina na Bacia de Santos – PMPAS-BS (ver detalhamento na sessão V.4.4 deste relatório). Todas as outras espécies de cetáceos registradas pelo MAP do PMC-BS foram de odontocetos, principalmente os representantes da família Delphinidae, mas também os grupos de animais mergulhadores de águas profundas, como o cachalote (*Physeter macrocephalus*) da família Physeteridae, membros da família Kogidae (cachalote-anão e cachalote-pigmeu) e da família

Ziphiidae (baleia-bicuda). Nas águas costeiras foi possível detectar algumas poucas vezes sons presumidamente da toninha (*Pontoporia blainvillei*).

Duas espécies entre todas aquelas registradas pela equipe de avistagem não foram incluídas na sonoteca. Entre estas está o raro golfinho-de-Fraser (*Lagenodelphis hosei*), que foi observado durante um único registro em um grupo misto de espécies. Gravações de grupos mistos não podem ser utilizadas para fins de catalogação na sonoteca, pois, potencialmente, possuem vocalizações de mais de uma espécie. A outra espécie de delfínídeo que não foi registrada pelo MAP foi o boto-cinza (*Sotalia guianensis*), pois trata-se de uma espécie estritamente costeira. Nesse caso, o equipamento de MAP estava recolhido, devido às baixas profundidades, nas ocasiões em que o boto-cinza foi avistado.

As amostras da sonoteca, além de separadas pelas espécies, também estão separadas pelas detecções acústicas, que passaremos a denominar de encontros acústicos. Estes serão considerados amostras independentes, que potencialmente representam diferentes grupos e indivíduos de uma determinada espécie. Além de um número alto de amostras individuais dos assovios, também é importante que essas amostras venham de diferentes encontros acústicos. Na sonoteca, por exemplo, temos um número alto de assovios da orca (*Orcinus orca*) (n = 294), porém essas amostras provêm de apenas um encontro acústico, composto por um mesmo grupo detectado por mais de uma hora. Nesse caso, o número de assovios analisados deve ser limitado para não se gerar um viés de representação do repertório da espécie, pois trata-se de réplicas de assovios de alguns poucos indivíduos e provavelmente não representam a totalidade do repertório da espécie.

As amostras de assovios de cada espécie/gênero foram selecionadas manualmente, seguindo critérios de qualidade predefinidos (assovios que possam ser claramente identificados nos espectrogramas do início ao fim). As amostras individuais dos assovios foram catalogadas e associadas às detecções acústicas e respectivos registros que confirmaram as espécies.

No total foram catalogadas, no mínimo, 13 espécies de delfínídeos na sonoteca do PMC-BS, variando bastante em termos de tamanho amostral entre as diferentes espécies. Considera-se esse valor como mínimo, pois, para dois gêneros (*Globicephala* e *Delphinus*), não foi possível a identificação a nível de

espécie (com poucas exceções de alguns encontros identificados pelas análises genéticas). A **Tabela V.4.2.1-1** apresenta as espécies/gêneros registrados, indicando o número de detecções (denominadas de encontros acústicos), o número de assovios no banco de dados do PMC-BS e o número amostral de assovios selecionados para processamento e análise.

Tabela V.4.2.1-1: *Espécies de delfinídeos que compõem o banco de dados acústicos do PMC-BS, resumindo o total de número de detecções das espécies/gêneros (detecções registradas pelo MAP e confirmadas visualmente), número amostral de assovios do banco de dados e número de assovios processados até o sétimo ano do PMC-BS.*

Espécie	Encontros acústicos*	Assovios no banco de dados	Assovios processados
<i>Stenella frontalis</i>	100	2.159	1.770
<i>Stenella longirostris</i>	26	2.280	992
<i>Tursiops truncatus</i>	32	1.083	664
<i>Stenella clymene</i>	11	790	351
<i>Stenella attenuata</i>	12	229	198
<i>Steno bredanensis</i>	5	180	139
<i>Delphinus sp.</i>	7	403	222
<i>Globicephala sp.</i>	7	72	70
<i>Grampus griseus</i>	2	206	54
<i>Feresa attenuata</i>	2	174	100
<i>Peponocephala electra</i>	1	61	43
<i>Orcinus orca</i>	1	294	50
<i>Pseudorca crassidens</i>	2	336	103
Total	208	8.267	4.756

* Grupos mistos de espécies foram desconsiderados

Foram mais de 8.000 assovios selecionados e catalogados e quase 5.000 analisados. No gráfico da **Figura V.4.2.1-1** se observa espécies como o golfinho-rotador (*Stenella longirostris*) e o golfinho-pintado-do-Atlântico (*Stenella frontalis*) com número amostral de cerca de 2.000 assovios, enquanto outras tiveram menos de 100 amostras, como o golfinho-cabeça-de-melão (*Peponocephala electra*) e a baleia-piloto (*Globicephala sp.*).

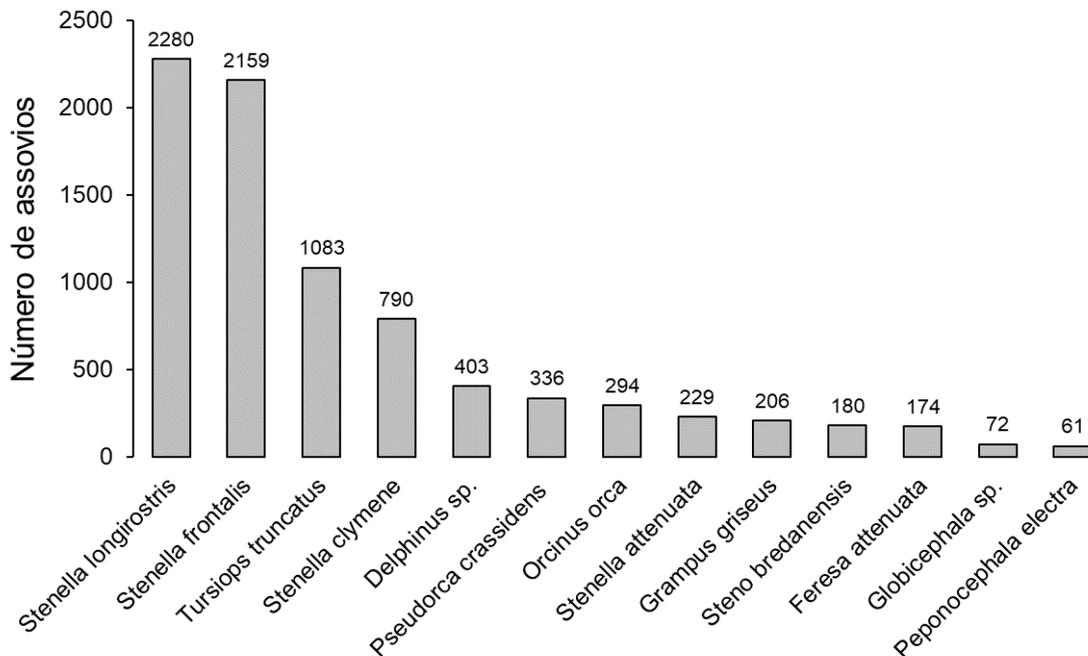


Figura V.4.2.1-1: Número total de amostras de assovios das diferentes espécies de delfínídeos que compõem a Sonoteca do PMC-BS até o seu sétimo ano de execução.

V.4.2.2 Caracterização de assovios

Processamento e análise de assovios

As análises dos assovios foram realizadas a partir do uso de amostras retiradas da sonoteca do PMC-BS. O número de assovios foi limitado a um máximo de 50 por encontro, com o objetivo de manter a maior representatividade e diversidade dos parâmetros analisados, evitando vieses relacionados ao contexto comportamental e ambiental que pode estar associado a um registro com um número exorbitante de assovios. Portanto, nos encontros acústicos com mais de 50 assovios de boa qualidade, apenas 50 foram selecionados de forma randômica para as análises dos parâmetros acústicos.

O processamento dos assovios para extração dos parâmetros acústicos foi feito utilizando o módulo ROCCA (*Real-time Odontocete Call Classification Algorithm*) do programa PAMGUARD, desenvolvido para a análise de classificação de assovios de delfínídeos (OSWALD et al., 2013). Foi gerado um espectrograma dos assovios no ROCCA e os parâmetros acústicos foram

extraídos a partir do contorno de cada assóvio. O contorno foi obtido manualmente através de múltiplos pontos conectados, conforme ilustrado na **Figura V.4.2.2-1**. Foram calculados cerca de 50 parâmetros acústicos que descrevem cada assóvio (**Volume II – Anexo V.4.2-1**). Para fins de caracterização de repertório, foram selecionados os parâmetros mais comumente utilizados na literatura para esse fim, que são basicamente a frequência média, mínima, máxima, inicial, final, delta de frequência (diferença entre a frequência máxima e a mínima) e a duração.

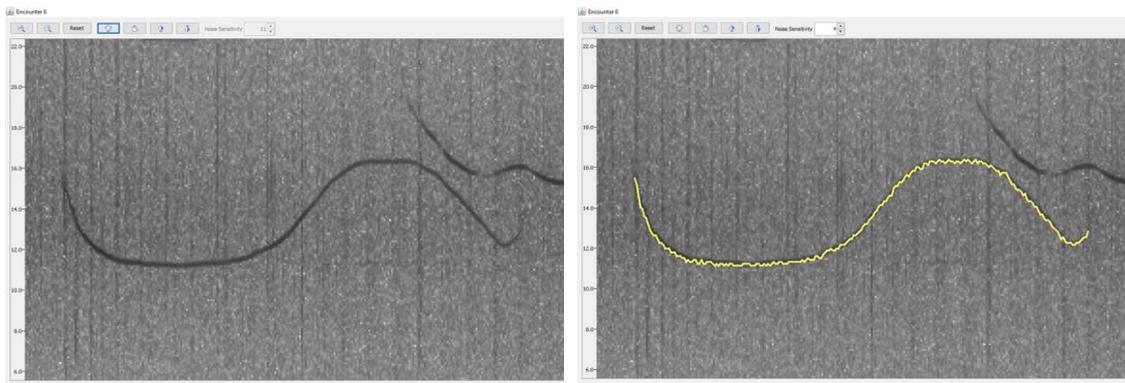


Figura V.4.2.2-1: Exemplo de um assóvio processado no módulo ROCCA do programa PAMGUARD. Os parâmetros são extraídos manualmente pelo contorno do assóvio (em amarelo no espectrograma da direita).

O número de assóvios processados no ROCCA está apresentado na **Tabela V.4.2.2-1**. Entre o total de 8.267 assóvios incorporados à sonoteca, 4.756 foram selecionados para as análises conforme os critérios mencionados acima. Mais da metade dos assóvios analisados provém das duas espécies mais bem representadas no banco de dados acústicos do PMC-BS, o golfinho-rotador e o golfinho-pintado-do-Atlântico. No outro extremo, a orca e o golfinho-cabeça-de-melão tiveram suas vocalizações registradas uma única vez cada (um único encontro acústico) e foram analisados cerca de 50 assóvios de cada espécie. O conjunto de assóvios analisados para cada espécie foi a base para a caracterização do repertório e nicho acústico, assim como o treinamento e teste de classificadores.

Parâmetros acústicos dos assovios

Os parâmetros acústicos que caracterizam o repertório de assovios de delfínídeos registrados pelo PMC-BS estão apresentados na **Tabela V.4.2.2-2**. Para facilitar a comparação entre as espécies, a distribuição de valores dos parâmetros acústicos está apresentada graficamente, em ordem crescente, de acordo com os valores de mediana de cada parâmetro (**Figuras V.4.2.2-2** até **V.4.2.2-7**). No geral, os gráficos mostram um gradiente de bandas de frequência utilizadas pelas diferentes espécies, que correspondem aos seus nichos acústicos.

Tabela V.4.2.2-2: Parâmetros acústicos analisados nos assóvios de delphinídeos registrados pelo monitoramento acústico passivo até o sétimo ano de execução do PMC-BS. Valores expressos em média \pm desvio padrão (mínimo – máximo).

Espécie	Frequência média (kHz)	Frequência mínima (kHz)	Frequência máxima (kHz)	Frequência inicial (kHz)	Frequência final (kHz)	Delta de Frequência (kHz)	Duração (s)
<i>Stenella frontalis</i> (n = 1.770)	12,2 \pm 2,4 (4,6 - 28,2)	8,8 \pm 2,5 (3,4 - 26,6)	16,5 \pm 3,6 (4,8 - 36,9)	9,9 \pm 3,3 (3,4 - 29,0)	15,0 \pm 4,1 (3,4 - 36,9)	7,7 \pm 3,7 (0,2 - 27,2)	0,55 \pm 0,31 (0,04 - 2,11)
<i>Stenella longirostris</i> (n = 992)	14,5 \pm 3,1 (2,6 - 31,2)	11,1 \pm 3,3 (1,9 - 29,5)	17,9 \pm 3,8 (2,9 - 37,3)	12,9 \pm 4,8 (2,7 - 32,7)	15,6 \pm 4,4 (1,9 - 37,3)	6,7 \pm 3,5 (0,3 - 22,1)	0,95 \pm 0,47 (0,05 - 2,90)
<i>Stenella clymene</i> (n = 351)	14,7 \pm 2,5 (7,3 - 25,1)	11,3 \pm 2,7 (5,8 - 21,9)	17,6 \pm 3,3 (7,5 - 27,2)	13,5 \pm 3,7 (6,4 - 26,4)	13,5 \pm 4,1 (5,8 - 26,4)	6,3 \pm 3,4 (0,4 - 17,6)	0,57 \pm 0,44 (0,07 - 3,26)
<i>Stenella attenuata</i> (n = 198)	13,9 \pm 2,6 (8,3 - 24,0)	9,3 \pm 2,3 (4,3 - 18,8)	19,2 \pm 4,0 (10,4 - 32,2)	11,1 \pm 3,8 (4,3 - 25,0)	15,0 \pm 5,6 (5,9 - 28,7)	10,0 \pm 4,1 (1,1 - 23,2)	0,79 \pm 0,39 (0,04 - 1,71)
<i>Delphinus sp.</i> (n = 221)	12,5 \pm 3,0 (6,6 - 26,7)	10,3 \pm 3,0 (4,5 - 23,4)	15,8 \pm 4,2 (8,1 - 35,4)	12,5 \pm 4,7 (4,5 - 35,4)	14,0 \pm 4,1 (6,0 - 29,6)	5,6 \pm 3,5 (0,7 - 26,6)	0,70 \pm 0,30 (0,06 - 1,61)
<i>Tursiops truncatus</i> (n = 664)	12,5 \pm 3,0 (0,1 - 26,6)	9,4 \pm 2,6 (3,8 - 28,7)	16,4 \pm 4,5 (5,4 - 39,0)	12,2 \pm 5,1 (4,4 - 37,1)	13,0 \pm 4,4 (3,8 - 32,2)	7,1 \pm 4,0 (0,0 - 30,4)	0,75 \pm 0,44 (0,05 - 3,22)
<i>Steno bredanensis</i> (n = 139)	8,5 \pm 2,5 (4,9 - 22,1)	7,3 \pm 2,2 (3,0 - 21,8)	9,9 \pm 3,7 (5,1 - 22,7)	8,3 \pm 3,4 (3,0 - 22,3)	9,3 \pm 3,6 (4,5 - 22,7)	2,7 \pm 2,7 (0,0 - 11,1)	0,44 \pm 0,29 (0,02 - 1,66)
<i>Grampus griseus</i> (n = 54)	14,3 \pm 4,0 (10,0 - 33,0)	12,6 \pm 4,6 (6,2 - 32,8)	16,0 \pm 4,0 (10,5 - 34,9)	13,3 \pm 4,7 (6,2 - 32,8)	15,3 \pm 4,2 (10,2 - 34,9)	3,4 \pm 2,6 (0,5 - 12,1)	0,61 \pm 0,46 (0,09 - 1,99)
<i>Feresa attenuata</i> (n = 100)	11,7 \pm 3,0 (6,1 - 19,5)	9,0 \pm 2,6 (4,0 - 15,2)	14,3 \pm 4,3 (6,7 - 28,9)	10,5 \pm 4,6 (4,0 - 28,9)	12,4 \pm 3,7 (4,3 - 21,2)	5,4 \pm 3,4 (0,0 - 18,2)	0,84 \pm 0,58 (0,04 - 2,18)
<i>Peponocephala electra</i> (n = 43)	10,4 \pm 1,8 (6,1 - 19,0)	8,6 \pm 3,5 (4,9 - 18,0)	13,3 \pm 4,1 (6,8 - 24,2)	10,3 \pm 4,6 (5,1 - 24,2)	11,4 \pm 4,4 (5,1 - 22,5)	4,7 \pm 2,3 (0,4 - 9,9)	0,74 \pm 0,29 (0,10 - 1,22)

Espécie	Frequência média (kHz)	Frequência mínima (kHz)	Frequência máxima (kHz)	Frequência inicial (kHz)	Frequência final (kHz)	Delta de Frequência (kHz)	Duração (s)
<i>Pseudorca crassidens</i> (n = 103)	7,7 ± 1,8 (4,5 - 18,4)	6,2 ± 2,0 (2,5 - 17,7)	8,7 ± 1,9 (4,7 - 19,5)	7,0 ± 1,9 (4,1 - 19,1)	7,8 ± 2,4 (2,5 - 19,5)	2,5 ± 1,5 (0,0 - 7,9)	0,51 ± 0,20 (0,21 - 1,34)
<i>Orcinus orca</i> (n = 50)	7,2 ± 0,8 (6,0 - 9,3)	6,1 ± 1,2 (4,5 - 9,2)	8,1 ± 0,9 (6,6 - 10,2)	7,0 ± 1,5 (4,8 - 10,2)	7,3 ± 1,0 (4,9 - 9,7)	1,9 ± 1,0 (0,2 - 4,1)	0,57 ± 0,17 (0,25 - 0,88)
<i>Globicephala sp.</i> (n = 70)	9,8 ± 3,8 (3,1 - 23,0)	7,2 ± 3,1 (2,1 - 16,4)	11,9 ± 5,0 (3,4 - 30,8)	7,9 ± 3,4 (2,1 - 16,4)	11,2 ± 5,2 (3,4 - 30,8)	4,7 ± 4,6 (0,2 - 28,5)	0,53 ± 0,25 (0,09 - 1,06)

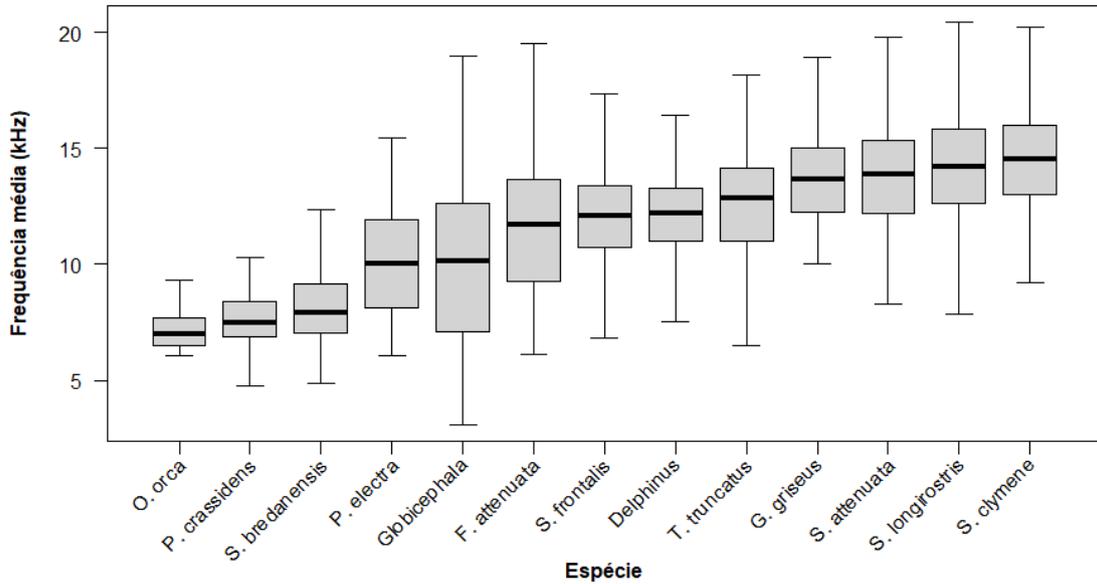


Figura V.4.2.2-2: Boxplot de distribuição dos valores de **frequência média** (kHz) dos assovios de delfínídeos registrados na Bacia de Santos. Espécies dispostas em ordem crescente de acordo com a mediana.

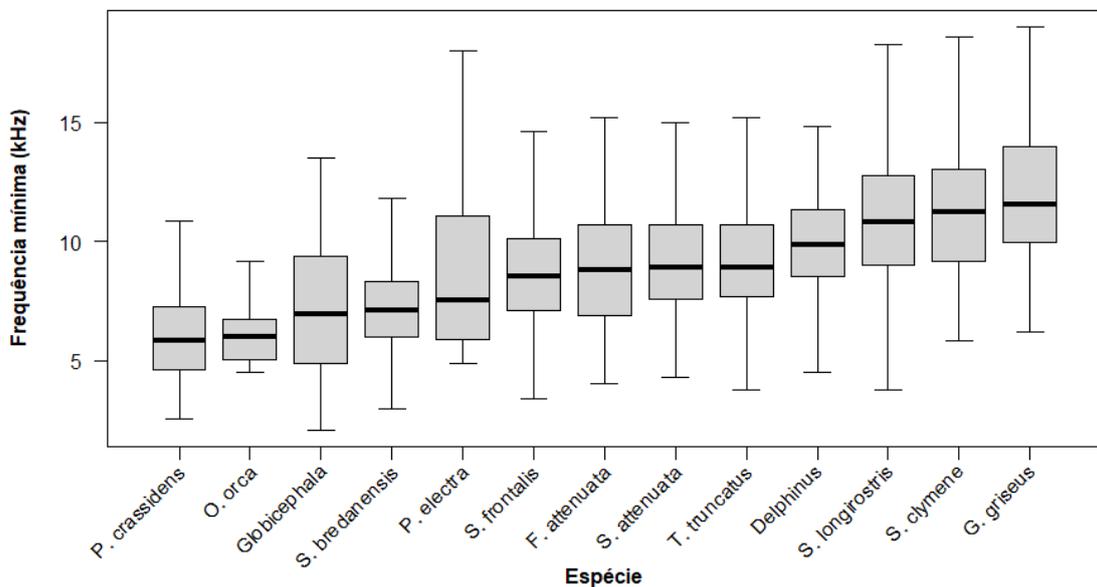


Figura V.4.2.2-3: Boxplot de distribuição dos valores de **frequência mínima** (kHz) dos assovios de delfínídeos registrados na Bacia de Santos. Espécies dispostas em ordem crescente de acordo com a mediana.

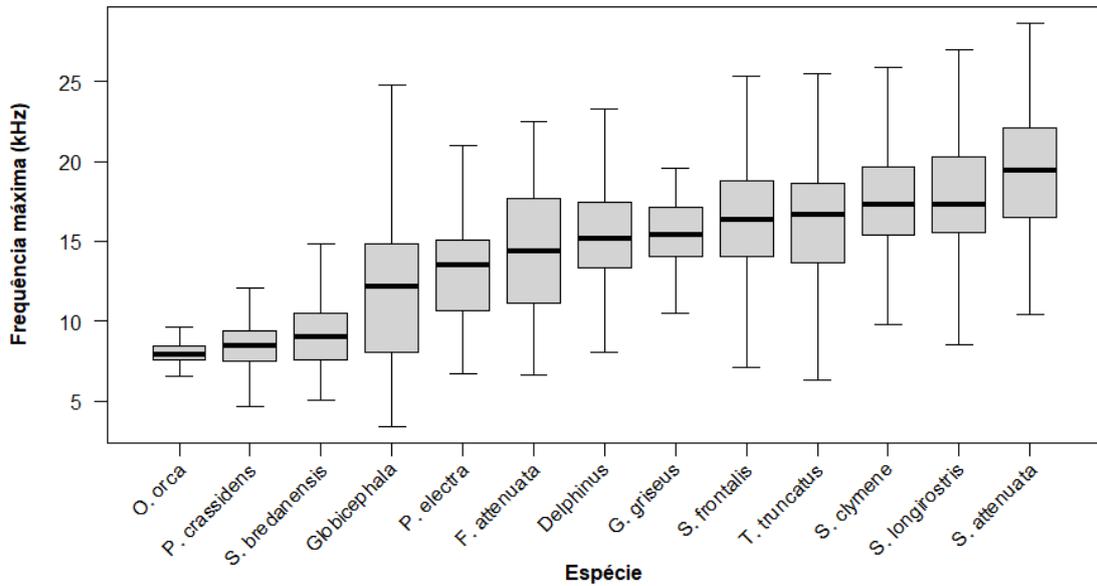


Figura V.4.2.2-4: Boxplot de distribuição dos valores de **frequência máxima** (kHz) dos assovios de delphinídeos registrados na Bacia de Santos. Espécies dispostas em ordem crescente de acordo com a mediana.

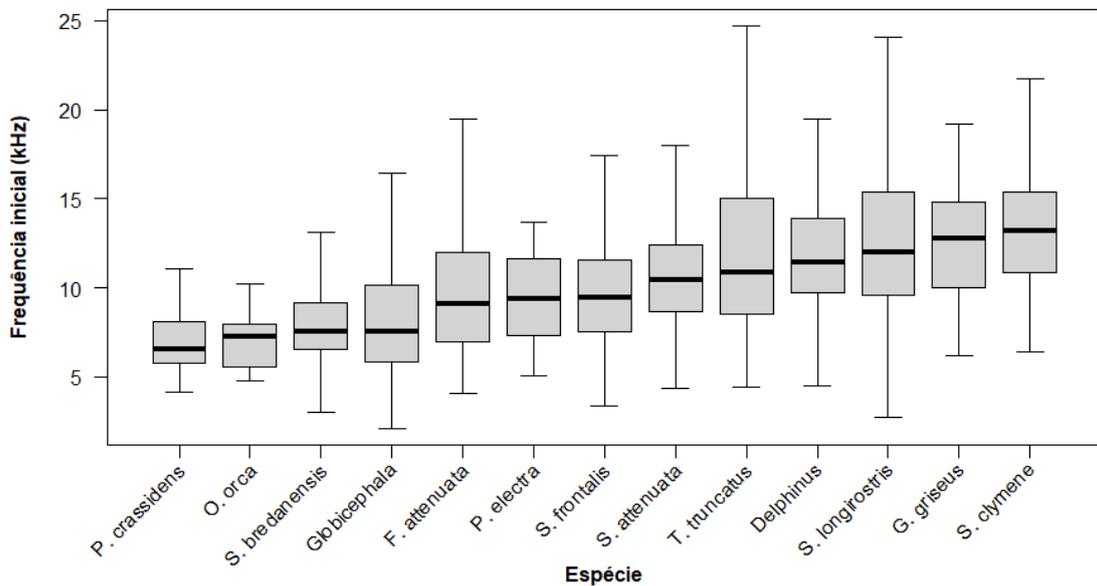


Figura V.4.2.2-5: Boxplot de distribuição dos valores de **frequência inicial** (kHz) dos assovios de delphinídeos registrados na Bacia de Santos. Espécies dispostas em ordem crescente de acordo com a mediana.

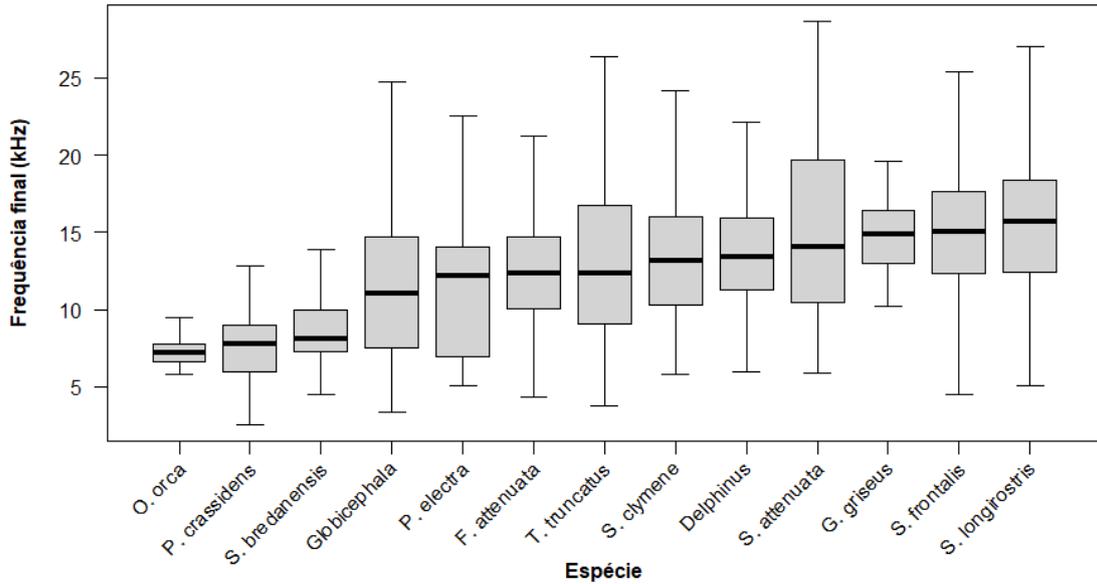


Figura V.4.2.2-6: Boxplot de distribuição dos valores de **frequência final** (kHz) dos assovios de delfínídeos registrados na Bacia de Santos. Espécies dispostas em ordem crescente de acordo com a mediana.

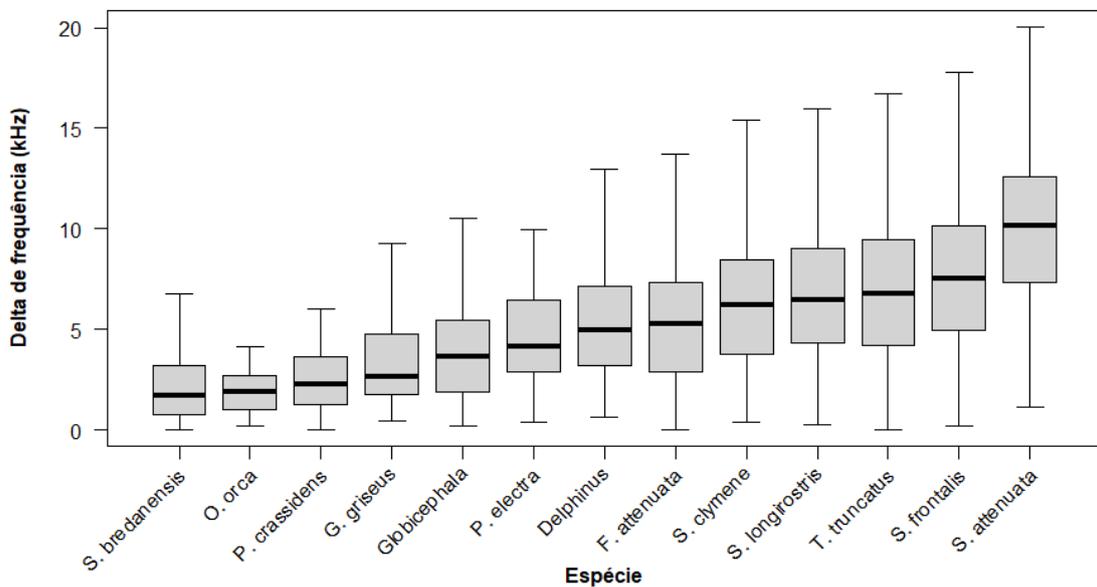


Figura V.4.2.2-7: Boxplot de distribuição dos valores de **delta de frequência** (kHz) dos assovios de delfínídeos registrados na Bacia de Santos. Espécies dispostas em ordem crescente de acordo com a mediana.

Assovios estereotipados

Os assovios estereotipados podem ser considerados como uma assinatura vocal de um determinado indivíduo e estão relacionados com o reconhecimento individual pelos seus co-específicos. São conhecidos como assovio-assinatura, sendo bastante documentados no repertório do golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*), que chega a apresentar de 38 - 70% do repertório composto por assovios-assinatura (JANIK; SLATER, 1998; COOK et al., 2004; WATWOOD et al., 2005; JANIK; SAYIGH, 2013).

A presença exacerbada de assovios com contorno estereotipado pode gerar um viés na análise do repertório acústico e desempenho de classificadores, uma vez que introduz réplicas do mesmo tipo de assovio, associado a um único indivíduo da espécie. Portanto, a presença dos sinais estereotipados precisa ser avaliada e tratada para evitar este viés. Foi realizada uma análise preliminar sobre a presença de assovios estereotipados nos encontros acústicos registrados pelo PMC-BS. Foi escolhida a espécie *Tursiops truncatus*, a qual já é conhecida pela literatura por ter grande presença de assovios estereotipados (assovio-assinatura) no seu repertório acústico (JANIK; SAYIGH, 2013).

Sete encontros acústicos da espécie foram analisados através da inspeção manual por um analista humano. Os assovios estereotipados foram identificados, quantificados e categorizados em diferentes tipos. No total foram analisados 525 assovios, dos quais 230 (44%) foram identificados como assovios estereotipados. A proporção dos assovios estereotipados variou de 23% a 98% do total de assovios entre os encontros acústicos avaliados. Essas observações confirmam as informações da literatura a respeito da prevalência de assovios do tipo assinatura encontrados no repertório da espécie (COOK et al., 2004; WATWOOD et al., 2005).

Portanto, fica claro que esse fator deve ser levado em conta nas análises do repertório acústico da espécie. A introdução de um grande número de assovios do mesmo tipo nas análises envia os dados para determinados indivíduos ou grupos da população. Isso dificulta a caracterização da população como um todo e atrapalha no desempenho de classificadores.

Em análises futuras, espera-se avaliar a presença de assovios estereotipados de um maior número de encontros acústicos de *Tursiops truncatus*. Com isso, será possível montar um banco de dados com os diferentes tipos de assovios observados, na forma de um catálogo. Esses dados serão então filtrados para que se evite o viés da introdução de réplicas do mesmo tipo de assovios nas amostras utilizadas para caracterização do repertório acústico e treinamento e teste de classificadores. Essas análises podem trazer informações importantes para a espécie, no nível comportamental e populacional. *Tursiops truncatus* possui uma ampla distribuição nas áreas oceânicas e da plataforma continental da Bacia de Santos. Diferenças intraespecíficas do repertório acústico podem estar associadas ao uso do habitat ou mesmo à estrutura populacional da espécie na região.

Discussão e conclusões – assovios

Foi observada uma grande variedade e complexidade dos assovios no repertório das espécies. Houve bastante sobreposição na distribuição dos valores dos parâmetros acústicos, mas ainda assim algumas tendências foram verificadas. Os valores da mediana da frequência mínima, frequência máxima e frequência média tenderam para valores mais baixos, principalmente quando observamos espécies como *Orcinus orca*, *Pseudorca crassidens*, *Globicephala* spp. e *Steno bredanensis*. Enquanto espécies como *Stenella longirostris*, *Stenella clymene* e *Stenella attenuata* tenderam para valores de frequência mais altos. É possível que parte dessas observações esteja relacionada ao tamanho corporal de *Orcinus orca*, *Pseudorca crassidens* e *Globicephala* sp. (MAY-COLLADO et al., 2007).

As características das vocalizações estão relacionadas a aspectos geográficos, comportamentais e evolutivos da biologia das diferentes espécies. Essas informações podem auxiliar no desenvolvimento dos classificadores que dependem de um banco de dados robusto para cada espécie.

Ainda que essas observações possam ser úteis para a classificação das espécies, o tamanho amostral da maioria das espécies permanece baixo, e, por consequência, com pouco poder descritivo. Isso dificulta a caracterização do repertório acústico da espécie, e, por consequência, o seu uso para o

treinamento de classificadores robustos. Seja porque são poucos assovios que foram registrados, ou poucas oportunidades de encontros acústicos da espécie, ou mesmo uma combinação desses fatores.

V.4.2.3 Caracterização de cliques

De forma complementar à descrição das características dos assovios dos odontocetos apresentada anteriormente, foi feita uma análise compreensiva dos cliques de ecolocalização. Essas análises incluíram todas as espécies de delfínídeos registradas pelo PMC-BS, com o objetivo de complementar a descrição do repertório acústico das espécies e avaliar o seu potencial para classificação acústica das espécies.

Os delfínídeos produzem regularmente cliques de ecolocalização que foram registrados em diversas ocasiões pelo PMC-BS durante as Campanhas de Avistagem e MAP. Assim como ocorre com os assovios, as características desses sons são bastante variáveis e difíceis de serem discriminadas entre as espécies. Os esforços apresentados a seguir são no sentido de consolidar uma metodologia de processamento desses dados utilizando detectores automáticos e extração dos cliques para a sua caracterização.

Processamento e análise dos cliques

O processamento dos cliques foi feito utilizando as gravações do sistema de alta frequência e o detector de cliques do programa PamGuard, que detecta automaticamente sinais transientes e impulsivos, tais como são os cliques de ecolocalização dos odontocetos. A aplicação do detector foi feita para os dados de delfínídeos coletados nas campanhas de avistagem e MAP. Os dados foram selecionados a partir da sonoteca do PMC-BS, incluindo registros que tiveram a espécie confirmada visualmente pela equipe de avistagem. Foram selecionadas detecções acústicas representativas das espécies de delfínídeos identificadas pelo PMC-BS nas campanhas 13 e 14 deste sétimo ano do PMC-BS. Estes dados foram incluídos no cumulado de detecções processadas no ano anterior com o objetivo de caracterizar os cliques das diferentes espécies, avaliando seu potencial para classificação. A **Figura V.4.2.3-1** apresenta a interface gráfica do

detector de cliques do PamGuard de um registro de um grupo de golfinho-clymene (*Stenella clymene*).

O detector de cliques do PamGuard foi configurado com um filtro digital passa-altas de quarta ordem, do tipo Butterworth, com frequência de corte em 4 kHz e um limiar de detecção (relação sinal/ruído) fixado em 12 dB. O tamanho máximo dos cliques foi configurado para 1024 pontos e o intervalo mínimo de 1000 pontos. O detector foi configurado para classificar os cliques detectados entre diferentes faixas de pico de frequência: 2-15 kHz, 15-30 kHz, 30-50 kHz, 30-50kHz com frequência modulada ascendente, 50-80 kHz e 100-140 kHz. As configurações do detector se mantiveram as mesmas para todas as detecções acústicas incluídas nas análises, variando apenas quanto às características de cada arranjo de hidrofones utilizado pelo PMC-BS para cada detecção (distância entre os hidrofones, sensibilidade, ganho e faixa dinâmica do sistema de aquisição de dados).

As informações sobre as detecções de cliques identificadas pelo PAMGUARD são armazenadas no banco de dados SQLite e nos dados binários gerados pelo programa. Estes dados passaram por um processamento adicional, para extrair e caracterizar os cliques detectados.

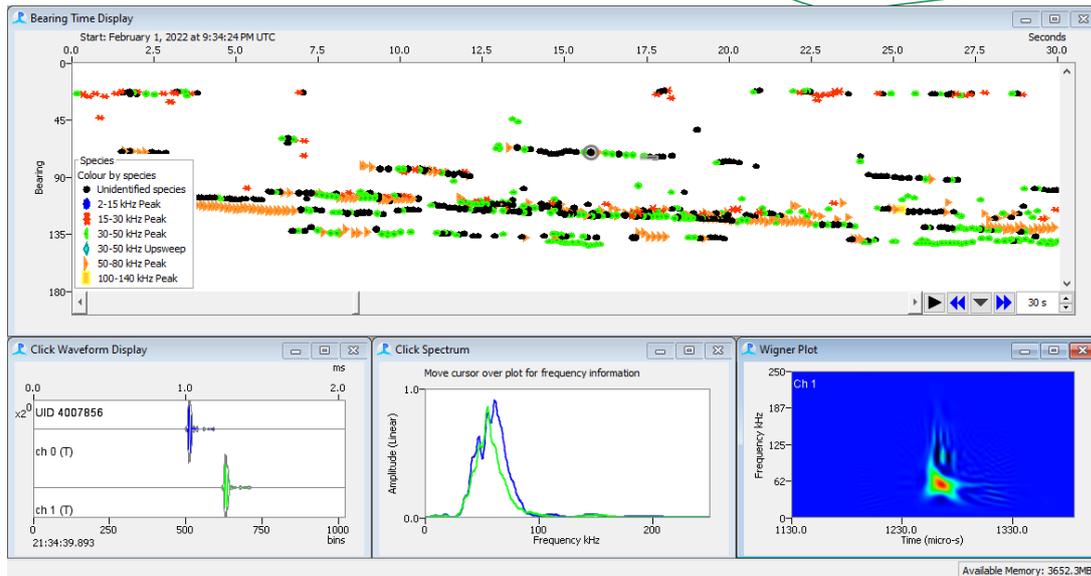


Figura V.4.2.3-1: Interface gráfica do detector de cliques do programa PamGuard, utilizado no campo e no processamento dos dados de cliques de odontocetos do PMC-BS. Nesse exemplo, seqüências regulares de cliques de diferentes indivíduos de golfinho-clymene (*Stenella clymene*). Tempo no eixo x e ângulos de direção dos cliques detectados no eixo y. Abaixo do gráfico do detector estão ilustrados os gráficos de um clique individual selecionado, mostrando a forma da onda, espectro de frequência e o gráfico de Wigner.

Após a aplicação do detector automático do PamGuard, foram feitos processamentos adicionais utilizando o ambiente de programação R (Versão 4.1.0) (R CORE TEAM, 2021) e o pacote “PAMpal” (Versão 0.13.0). Esse pacote possui funções específicas que permitem ler os dados dos detectores automáticos gerados pelo PamGuard. Foram utilizadas funções para leitura, filtragem e cálculo dos parâmetros acústicos dos cliques a partir dos dados do detector do PamGuard. O processamento foi feito para os períodos definidos de início e fim de cada detecção acústica (denominados de encontros acústicos), de acordo com os registros coletados em campo. Os cliques de diferentes encontros acústicos de cada espécie foram agrupados, com o objetivo de descrever estatisticamente os cliques das espécies catalogadas pelo PMC-BS.

Foram selecionados os cliques de apenas um dos canais do sistema (canal do primeiro hidrofone do sistema de alta frequência). As funções de filtragem tiveram o objetivo de eliminar parte dos falsos positivos dos dados. Os cliques

detectados pelo PAMGUARD comumente possuem uma parcela de cliques falsos, provenientes de ruídos impulsivos não associados aos cliques de odontocetos (ruídos de cavitação do barco, ecobatímetro, ruídos vibratórios do reboque e arranjo, entre outros). Foram filtrados sinais com pico de frequência e largura da banda em -10dB menores do que 10 kHz e duração do clique menor do que 2 μ s ou maior do que 1,000 μ s. A extração dos parâmetros acústicos dos cliques foi feita conforme Baumann-Pickering et al. (2010) e Griffiths et al. (2020), com o objetivo de caracterizar e comparar os cliques entre as espécies de delfínídeos consideradas. Os parâmetros acústicos utilizados para a caracterização dos cliques foram: Frequência de pico (frequência de amplitude máxima no espectro de frequência do clique, medida em quilohertz; Largura das bandas em -3dB e -10 dB (conjunto de frequências dentro de um intervalo de decaimento de energia de 3db e 10 dB em relação à frequência de pico do clique, medidas em quilohertz) e Duração (calculado a partir do operador de energia de Teager-Kaiser, medido em microssegundos).

Parâmetros dos cliques de delfínídeos

No total foram 70 encontros acústicos e 143.359 cliques incluídos nas análises. Dados dos cliques de ecolocalização representativos de todas as espécies de delfínídeos registradas até o presente pelo PMC-BS puderam ser incluídos. Espécies como o golfinho-pintado-do-atlântico (*Stenella frontalis*), golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) e golfinho-rotador (*Stenella longirostris*) tiveram o maior número de encontros e cliques analisados, sendo dezenas de milhares de cliques. De outras espécies como o golfinho-pintado-pantropical (*Stenella attenuata*), orca (*Orcinus orca*), falsa-orca (*Pseudorca crassidens*) e golfinho-cabeça-de-melão (*Peponocephala electra*) foram obtidos dados de um até quatro encontros acústicos com um total de cliques de cerca de 5.000 ou menos. Houve encontros com desde apenas quatro cliques detectados até mais de 12.000. Todos os cliques processados foram considerados na descrição das espécies. A **Tabela V.4.2.3-1** apresenta um sumário do número de encontros acústicos, número de cliques obtidos para cada uma das 13 espécies de delfínídeos, além do descritivo estatístico (média, desvio padrão, mediana, mínimo e máximo) dos parâmetros dos cliques das espécies.

Tabela V.4.2.3-1: Sumário descritivo dos parâmetros básicos dos cliques de ecolocalização de diferentes espécies de delfinídeos registradas pelo PMC-BS. A descrição estatística dos parâmetros mensurados indica a média, desvio padrão, mediana (em parênteses) e os valores mínimos e máximos (em parênteses).

Espécie	Encontros acústicos	Cliques processados	Frequência pico (kHz)	Largura de banda -3dB (kHz)	Largura de banda -10dB (kHz)	Duração (µs)
<i>Stenella frontalis</i>	16	21.340	32,3 ± 10,9 (30) (10,8 - 123,6)	3,5 ± 2,9 (2,4) (0,38 - 29,1)	18,9 ± 8,2 (16,7) (10 - 80)	201 ± 268 (68) (2 - 999)
<i>Tursiops truncatus</i>	11	44.429	38,2 ± 12,1 (37,2) (10,8 - 154)	4,0 ± 3,0 (3,0) (0,34 - 35,1)	19,4 ± 9,3 (16,4) (10 - 114,4)	162 ± 228 (66) (2 - 999)
<i>Stenella longirostris</i>	8	17.699	41,2 ± 11,2 (42,8) (10,4 - 119)	3,7 ± 3,1 (2,6) (0,44 - 32,1)	19,8 ± 8,6 (17,6) (10 - 85)	193 ± 264 (64) (2 - 999)
<i>Stenella clymene</i>	5	8.129	39,1 ± 11,6 (39,2) (11,2 - 114,4)	4,3 ± 3,5 (3,1) (0,44 - 35,6)	20,1 ± 9,2 (18,2) (10 - 61,4)	165 ± 235 (70) (2 - 998)
<i>Grampus griseus</i>	6	8.103	41,6 ± 10,5 (41,2) (11,6 - 159,6)	3,1 ± 2,3 (2,4) (0,36 - 29,4)	17,6 ± 7,4 (15,1) (10 - 64,6)	178 ± 220 (70) (2 - 999)
<i>Globicephala sp.</i>	6	3.107	33,1 ± 12,8 (30) (11,2 - 97,2)	3,6 ± 3,2 (2,5) (0,49 - 25)	19,9 ± 10,5 (16,2) (10 - 76,3)	150 ± 236 (48) (2 - 999)
<i>Delphinus sp.</i>	5	11.315	43,1 ± 12,5 (42) (10,4 - 119,2)	3,7 ± 3,4 (2,5) (0,37 - 34,2)	20,1 ± 11,0 (18,1) (10 - 74,9)	143 ± 226 (50) (2 - 999)

Espécie	Encontros acústicos	Cliques processados	Frequência pico (kHz)	Largura de banda -3dB (kHz)	Largura de banda -10dB (kHz)	Duração (µs)
<i>Steno bredanensis</i>	4	15.442	32,6 ± 9,9 (31,2) (10,4 - 174,8)	4,2 ± 3,0 (3,4) (0,39 - 25,6)	17,9 ± 6,9 (16,2) (10 - 86,1)	174 ± 232 (74) (2 - 999)
<i>Stenella attenuata</i>	2	2.083	34,9 ± 8,0 (34,8) (10,8 - 92,4)	3,4 ± 2,5 (2,6) (0,44 - 25,5)	17,6 ± 6,4 (16,0) (10 - 60)	131 ± 206 (52) (2 - 997)
<i>Feresa attenuata</i>	4	1.161	35,9 ± 10,6 (35,2) (10,4 - 132)	3,9 ± 3,6 (2,3) (0,44 - 24,4)	22,6 ± 11,8 (19,6) (10 - 76,5)	198 ± 261 (66) (2 - 999)
<i>Peponocephala electra</i>	1	5.151	25,7 ± 7,2 (24,4) (10,4 - 108,8)	3,1 ± 2,4 (2,3) (0,38 - 18,3)	17,6 ± 7,2 (15,5) (10 - 76,3)	260 ± 300 (104) (2 - 999)
<i>Pseudorca crassidens</i>	1	1.837	35,5 ± 12,1 (33,6) (11,2 - 85,2)	3,6 ± 3,0 (2,6) (0,61 - 25,5)	18,5 ± 8,3 (16) (10 - 58,5)	146 ± 212 (54) (2 - 999)
<i>Orcinus orca</i>	1	3.563	29,2 ± 12,0 (24,8) (11,2 - 75,2)	2,7 ± 2,0 (2,2) (0,43 - 17,7)	16,5 ± 6,6 (14,4) (10 - 48,3)	106 ± 174 (42) (2 - 999)

As diferenças mais visíveis foram registradas na frequência de pico dos cliques entre determinados grupos de espécies. Duas espécies tiveram picos médios abaixo de 30 kHz. *Peponocephala electra* foi o mais baixo (25,7 kHz), seguido por *Orcinus orca* com 29,2 kHz. Os valores de mediana da frequência pico de três outras espécies ficaram abaixo de 32 kHz: *Steno bredanensis* (31,2 kHz), *Stenella frontalis* (30 kHz), *Globicephala* (30 kHz). Na sequência, foram três espécies com mediana acima de 32 kHz: *Stenella attenuata* (34,8 kHz), *Pseudorca crassidens* (33,6 kHz) e *Feresa attenuata* (35,2 kHz). Duas espécies tiveram a mediana da frequência pico acima de 35 e abaixo de 40 kHz: *Tursiops truncatus* (37,2 kHz) e *Stenella clymene* (39,2 kHz). Por último, três espécies com valores de mediana acima de 40 kHz: *Stenella longirostris* (42,8 kHz), *Grampus griseus* (41,2 kHz) e *Delphinus* (42 kHz). As médias da frequência pico ficaram com valores um pouco acima ou semelhantes aos valores da mediana, seguindo a mesma tendência no comparativo entre as espécies. A **Figura V.4.2.3-2** apresenta os histogramas de distribuição de valores de pico de frequência para as 13 espécies registradas pelo MAP no PMC-BS. Os histogramas estão agrupados de acordo com faixas de frequência.

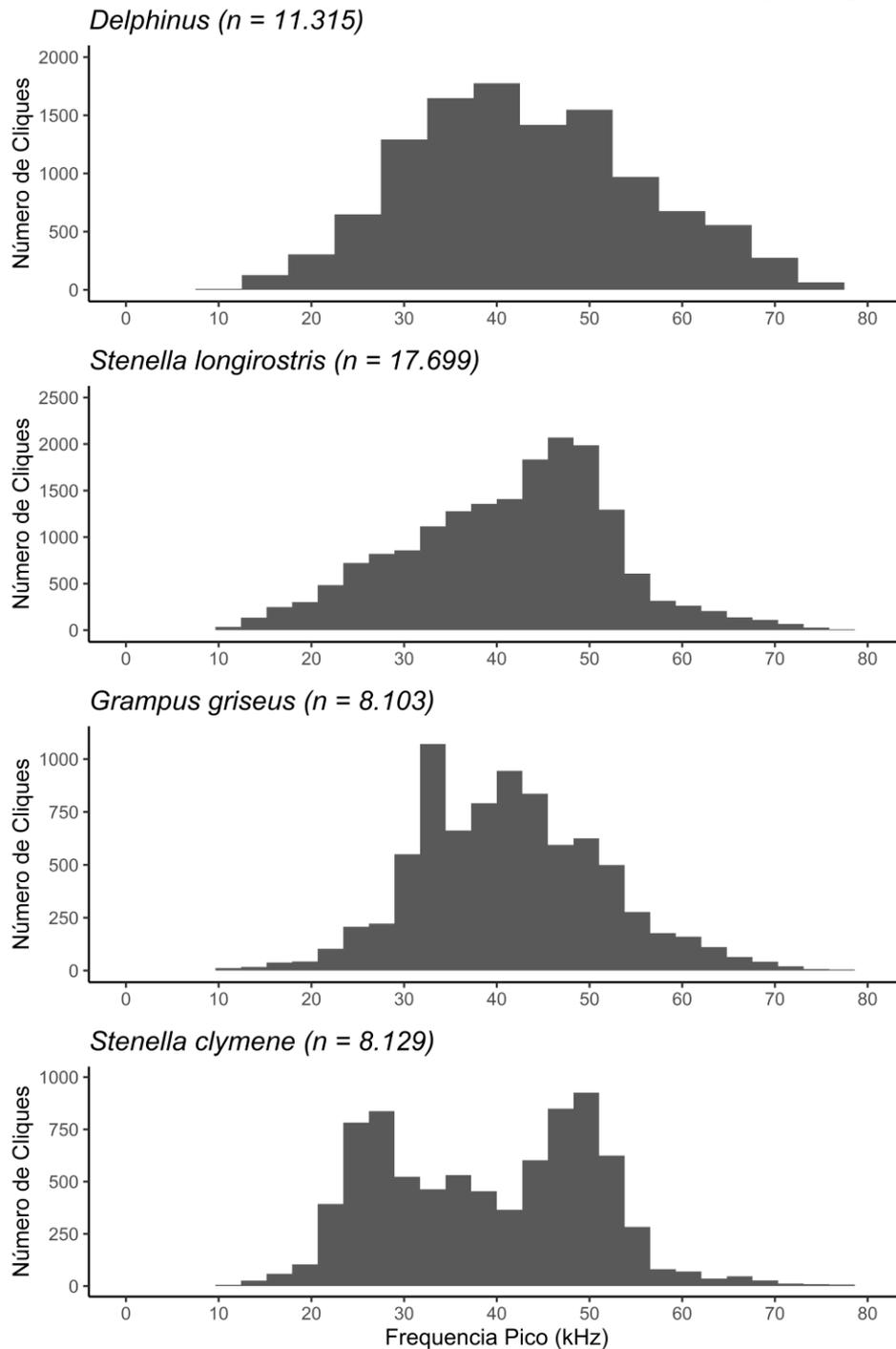


Figura V.4.2.3-2: Histogramas com a distribuição dos valores de pico de frequência (kHz) dos cliques de ecolocalização de quatro espécies de delfínídeos que apresentaram valores de mediana iguais ou superiores a 39 kHz. Espécie e total de cliques analisados indicados na parte superior de cada histograma. Dados coletados a partir das gravações de alta frequência durante as Campanhas de Avistagem e MAP do PMC-BS.

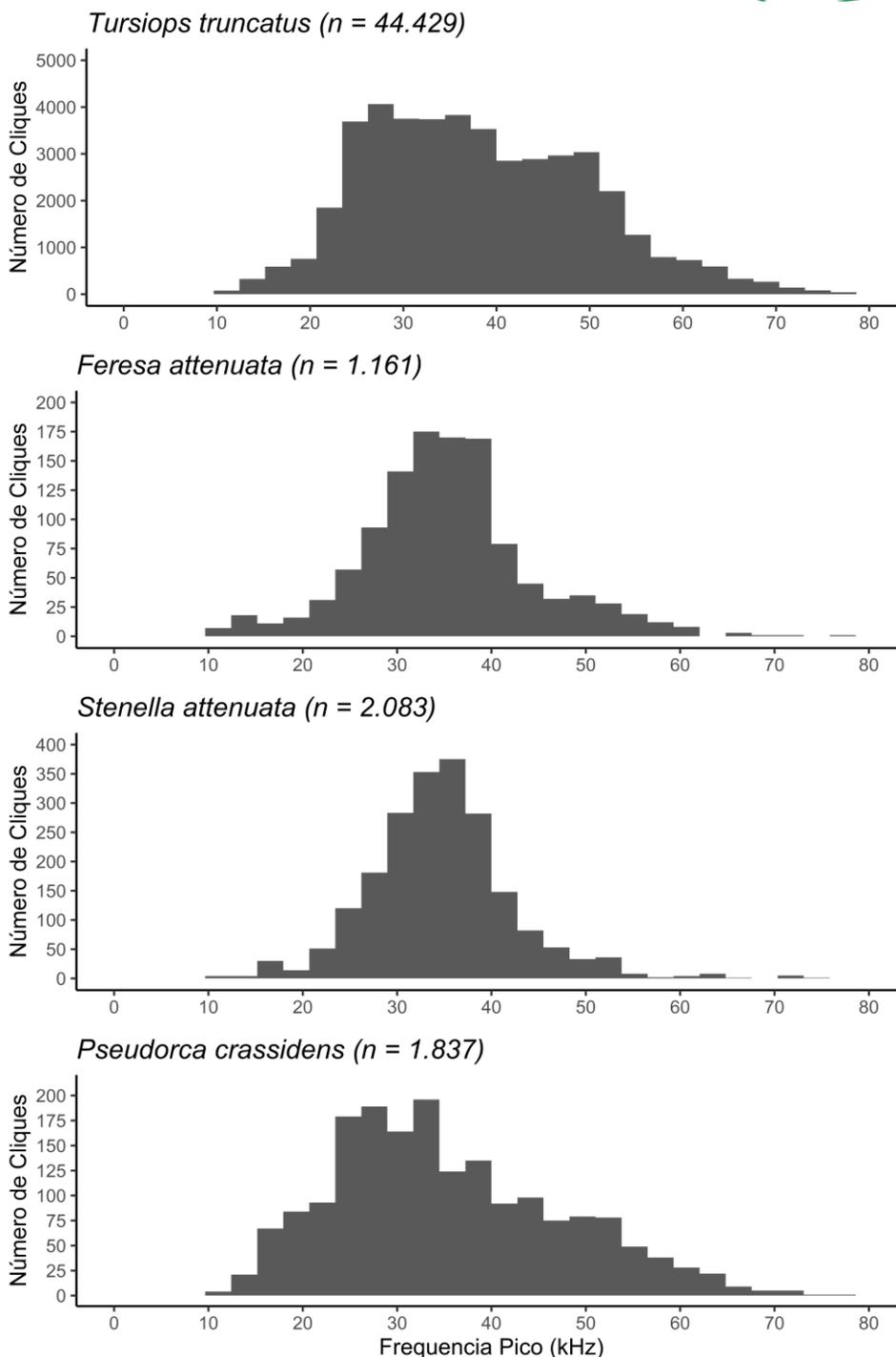


Figura V.4.2.3-2 (continuação): Histogramas com a distribuição dos valores de pico de frequência (kHz) dos cliques de ecolocalização de cinco espécies de delphinídeos que apresentaram valores de mediana superiores a 32 kHz e inferiores a 39 kHz. Espécie e total de cliques analisados indicados na parte superior de cada histograma. Dados coletados a partir das gravações de alta frequência durante as Campanhas de Avistagem e MAP do PMC-BS.

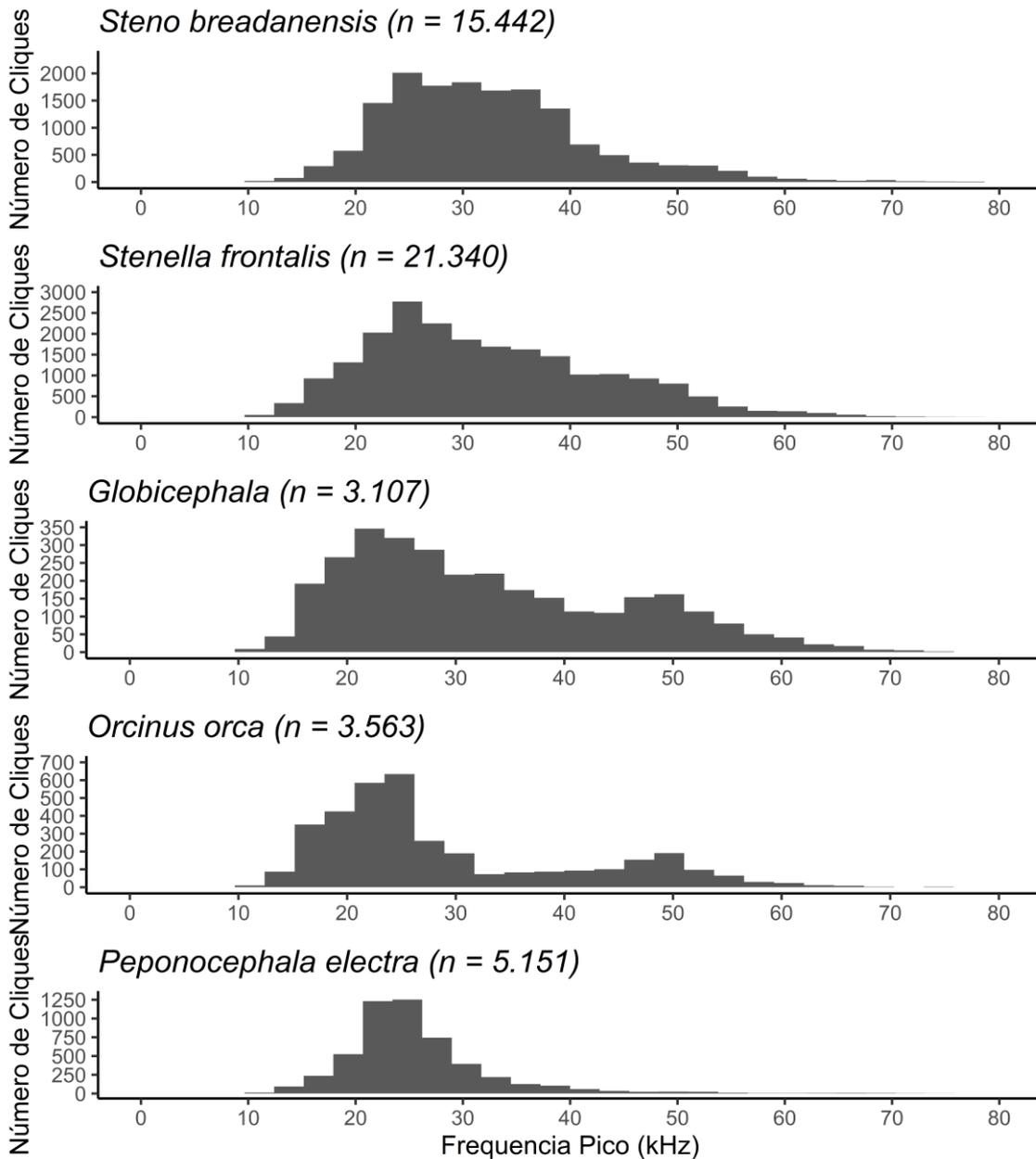


Figura V.4.2.3-2 (continuação): Histogramas com a distribuição dos valores de pico de frequência (kHz) dos cliques de ecolocalização de quatro espécies de delfínídeos que apresentaram valores de mediana inferiores a 32 kHz. Espécie e total de cliques analisados indicados na parte superior de cada histograma. Dados coletados a partir das gravações de alta frequência durante as Campanhas de Avistagem e MAP do PMC-BS.

Cliques de outros odontocetos

Além dos delfinídeos, outras famílias de odontocetos foram identificadas e caracterizadas através dos registros acústicos dos cliques de ecolocalização feitos pelo PMC-BS. Destacam-se três famílias, todas representam espécies que habitam regiões oceânicas e são especialistas em realizar mergulhos profundos para forragear na zona mesopelágica dos oceanos que habitam: kogídeos (Família Kogidae), zifídeos (Família Ziphiidae) e o cachalote (Família Physeteridae). Com exceção do cachalote, que pode permanecer por períodos prolongados na superfície, estes grupos de odontocetos passam pouco tempo na superfície, e por isso são difíceis de detectar pelo método visual. No entanto, durante os mergulhos, produzem cliques de ecolocalização que podem ser detectados pelo MAP.

Neste sétimo ano do PMC-BS foram quatro novas detecções acústicas de kogídeos e duas de cachalote. Não houve detecções acústicas de zifídeos neste ano (campanhas 13 e 14). A **Tabela V.4.2.3-2** traz um sumário do número de detecções acústicas dos cachalotes, kogídeos e zifídeos no cumulado do PMC-BS. O número total de detecções destes grupos de odontocetos de mergulho profundo foi de 109 no cumulado do PMC-BS, sendo que 89 detecções foram feitas exclusivamente pelo método acústico, enquanto apenas três foram feitas exclusivamente pelo método visual, e 20 foram feitas por ambos simultaneamente. Esta diferença reforça a importância de complementariedade entre os métodos (DALPAZ et al., 2021). Ainda, no caso dos cachalotes, os dados vêm sendo utilizados em estimativas de densidade populacional (PETROBRAS, 2021c).

Tabela V.4.2.3-2: Total de detecções acústicas de cachalotes (*Physeter macrocephalus*), kogídeos e zifídeos identificados pelo MAP no período de sete anos do PMC-BS para as Campanhas de Avistagem Embarcada e MAP 1 a 14. As detecções foram divididas entre aquelas detectadas somente pelo MAP (N Detecções Acústicas), detectadas tanto pelo MAP como pela avistagem (N Detecções acústico/visuais), assim como detecções feitas somente pela avistagem (N Detecções visuais).

Grupo Taxonômico	Detecções acústicas	Detecções acústico e visual	Detecções visuais
<i>Physeter macrocephalus</i>	45	18	0
Kogiidae	29	2	1
Ziphiidae	15	0	2
Total	89	20	3

Os cachalotes (Família Physeteridae) também estão entre os grupos de grandes mergulhadores detectados e classificados pelo PMC-BS pelos cliques que produzem. O borrifo do cachalote é visível e característico, além do que a espécie permanece mais tempo na superfície (WHITEHEAD; WEILGART, 1991), portanto, não é considerada uma espécie críptica, tal como os kogídeos e zifídeos. Ainda assim, o tempo de fundo dos ciclos de mergulhos duram por volta de 45 minutos (WATWOOD et al., 2006), períodos em que estão indisponíveis para a detecção visual. Os cachalotes são animais de especial interesse no estudo de acústica do PMC-BS, pois as características dos sons produzidos pela espécie permitem que sejam detectados e processados para análises de estimativa de densidade (ver item **V.3.1 Estimativas de densidade e abundância de cetáceos**). Destaca-se que o cachalote, assim como outras espécies de grandes mergulhadores oceânicos, vive em áreas que têm o potencial de sobreposição com as atividades de exploração de óleo e gás em regiões profundas da Bacia de Santos.

Por fim, outra espécie que pode ser considerada elusiva e detectada em algumas poucas ocasiões em águas costeiras foi presumidamente identificada como a toninha (*Pontoporia blainvillei*). A espécie habita águas costeiras, possui

coloração críptica, tamanho de grupo pequeno e raramente exibe comportamentos aéreos (CREMER; SIMÕES-LOPES, 2005), o que dificulta a detecção visual.

Discussão e conclusões – cliques

Assim como ocorre com os assovios, os cliques podem ter uma alta variabilidade intra e interespecífica. Essa variabilidade interespecífica pode estar relacionada, por exemplo, a diferentes tipos de cliques produzidos pelas espécies. No entanto, outro fator de variabilidade é a direção em que os cliques são captados pelos hidrofones em relação ao animal, sendo que os cliques possuem alta direcionalidade e quanto maior o ângulo entre o feixe de ecolocalização e o hidrofone, menor a chance de serem detectados (AU, 1993; AU et al., 2012a; 2012b).

Um dos parâmetros que pode auxiliar na discriminação das espécies é a frequência pico dos cliques. No comparativo das medianas desse parâmetro para os cliques das diferentes espécies, foram observados valores relativamente mais baixos (24 a 32 kHz), intermediários (33 a 39 kHz) e mais altos (41 a 43 kHz). Essas faixas de frequência pico podem indicar características espécie-específicas, como por exemplo cliques de frequência mais baixa que foram observados para espécies como baleia-orca, golfinho-cabeça-de-melão e baleia-piloto. Uma espécie que no ano anterior estava com valores mais intermediários e neste ano apresentou valores de frequência pico mais baixos foi o golfinho-pintado-do-Atlântico (*S. frontalis*). No anterior foram 6.798 cliques analisados e a mediana da frequência pico havia sido 36 kHz. Neste ano a espécie subiu para 15.459 cliques analisados e a mediana foi de 30 kHz, valores mais similares àqueles das espécies com tendência a frequência pico no espectro mais baixo. Essa observação pode estar relacionada à melhor representatividade da amostra, mostrando uma real tendência dos cliques do golfinho-pintado-do-Atlântico a valores mais baixos. Outros fatores como diferenças entre equipamentos, condições de ruído e propagação de diferentes áreas e mesmo o comportamento dos animais, também podem influenciar nos resultados. Outras espécies que foram notáveis quanto as diferenças nos resultados cumulados deste ano em relação ao ano anterior foram a orca-pigmeia, que no

ano anterior havia sido observada com a mediana do valor pico mais alto entre as espécies (52 kHz), mensurada a partir da análise de 658 cliques. Neste ano uma nova detecção da espécie foi adicionada com 953 novos cliques e foi observada uma mediana com valor de frequência pico intermediário (35 kHz). Já o golfinho-de-clymene, que no ano anterior foi observado com valores intermediários da mediana (35 kHz) a partir de 2.379 cliques analisados, neste ano a mediana passou para um espectro de frequência mais alto, próximo dos 40 kHz, sendo adicionados na amostra deste ano 5.952 novos cliques.

Além da largura das bandas de -3dB e -10dB, os limites inferiores e superiores dessas bandas também devem ser considerados, assim como medidas temporais como o intervalo entre os cliques (ICI) que podem auxiliar na diferenciação das espécies (FRASIER et al., 2017). O processamento dos dados, aplicando-se a metodologia estabelecida pelo PMC-BS, tem o potencial de lidar com um grande volume de dados. Ainda que esses dados estejam sendo apresentados de forma descritiva, o próximo passo será incluir as informações extraídas nessa caracterização dos cliques de ecolocalização das espécies nos classificadores acústicos desenvolvidos pelo PMC-BS.

Para isso, é importante que as análises sejam padronizadas e os detectores sejam consistentes quanto ao seu desempenho. Os dados extraídos dos detectores automáticos foram filtrados para eliminar os cliques falsos presentes. Os filtros foram baseados em valores de parâmetros de frequência pico, largura de banda e duração que não são compatíveis com as características dos cliques de ecolocalização de delfínídeos. Ainda que uma parcela de cliques falsos possa estar presente nas amostras filtradas, se houver consistências entre as detecções, os dados podem ser aplicados nos modelos de classificação para auxiliar na identificação acústica das espécies. Diferenças no sistema de gravação, condições de ruído e propagação acústica do ambiente podem influenciar nos resultados obtidos a partir de detectores automáticos (ROCH et al., 2015). O método automatizado de detecção viabiliza a possibilidade de processar um grande volume de dados, mas a supervisão dos dados que estão sendo processados por um analista humano é uma etapa importante para verificar a presença de falsos positivos e avaliar se fatores de confusão podem estar influenciando os resultados.

V.4.2.4 Desenvolvimento de classificadores de delfinídeos

O banco de dados acústico dos assovios das espécies de delfinídeos construído pelo PMC-BS vem sendo o principal foco para o desenvolvimento dos classificadores acústicos das espécies. Do total de 15 espécies de delfinídeos registradas pelo PMC-BS até o presente, 13 estão representadas no banco de dados acústico, com bastante variabilidade no número de encontros e amostras de vocalizações entre as espécies.

Os encontros acústicos são as detecções de vocalizações produzidas e registradas por um determinado grupo de indivíduos. Essas detecções acústicas necessariamente precisam ser confirmadas pela equipe visual, e grupos mistos não são incluídos no banco de dados. Os encontros acústicos confirmados visualmente no nível de espécie formam o banco de dados acústico dos cetáceos (Sonoteca), construído ao longo dos anos pelo PMC-BS. Quanto maior o número de encontros acústicos de uma determinada espécie, melhor representado está o seu repertório acústico e mais eficiente será o processo de treinamento de classificadores.

Os classificadores se baseiam em técnicas de aprendizado de máquina. Esses algoritmos melhoram o seu desempenho de acordo com a quantidade de dados disponíveis para treinar os modelos de classificadores. Desde o ano anterior, a acurácia dos classificadores (habilidade de fazer predições corretas) se baseia na classificação de encontros acústicos. O resultado dos classificadores leva em conta a proporção de assovios corretamente classificados dentro de um conjunto de sinais registrados por um grupo de indivíduos de uma determinada espécie. A partir dos resultados obtidos nos testes, procura-se avaliar qual proporção mínima de acertos permite classificar com confiança um encontro acústico, mantendo uma consistência na taxa de acerto. Quando essa proporção mínima não é atingida, o encontro acaba sendo classificado como “ambíguo”, não sendo possível afirmar com confiança. Essa proporção mínima, ou limiar de classificação, é muito alta e tende a aumentar os resultados com ambiguidade, mas, em contrapartida, as classificações errôneas são menos frequentes. Um limiar mais baixo pode aumentar o número global de encontros corretamente classificados, mas também está mais propenso a aceitar classificações errôneas.

No presente relatório, além de explorar essa questão, foi feita uma análise exploratória levando-se em consideração dados de treinamento compostos por conjuntos com diferentes tamanhos amostrais em termos de número de assovios disponíveis para cada espécie. No relatório anterior, a quantidade de amostras de cada espécie foi balanceada para evitar uma grande discrepância entre espécies com muitas amostras e espécies com poucas amostras. Neste relatório apresentamos resultados considerando diferentes proporções de dados não-balanceados entre as espécies, a fim de explorar esta questão.

Apenas espécies com três ou mais encontros acústicos e/ou 100 amostras de assovios no banco de dados foram incluídas nos modelos de classificação. Das 13 espécies registradas atualmente, sete delas cumprem esse critério: *S. frontalis*, *S. longirostris*, *S. clymene*, *S. attenuata*, *T. truncatus*, *Delphinus* sp. e *S. bredanensis*. De forma exploratória, também foi treinado um classificador incluindo espécies com menor número de encontros, mas com 100 amostras de assovios, são elas: *Feresa attenuata* e *Pseudorca crassidens*. Os dados foram separados em dados de treinamento (75%) e dados de teste (25%).

O total de amostras de assovios e encontros acústicos para cada uma das sete espécies pode ser observado na **Tabela V.4.2.4-1**. Foram treinados três conjuntos de dados diferentes que variaram de acordo com o grau de balanceamento dos dados entre as espécies: (1) dados balanceados pela espécie minoritária (110 assovios para cada espécie, sendo que as espécies com um maior número de amostras foram subamostradas aleatoriamente) (indicado pela sigla “Trein_b110”); (2) dados não balanceados com um máximo de 250 assovios por espécie, as espécies com tamanho de amostras permaneceram com o seu número atual e as espécies com número amostral maior foram subamostradas (“Trein_nb 250”); e (3) dados não balanceados com um máximo de 500 assovios, aplicando-se a mesma regra do conjunto anterior (“Trein_nb 500”). Um quarto conjunto de dados incluiu os dados não balanceados com um máximo de 500 assovios e mais *Feresa attenuata* e *Pseudorca crassidens* (totalizando nove espécies) (“Trein_nb 500_9sp”).

O conjunto de dados balanceados apresentou um total de 770 assovios e 122 encontros acústicos de sete espécies, enquanto os dados não balanceados, subamostrados com 500 assovios e nove espécies inclusas apresentaram 2249

assovios e 161 encontros acústicos. Em relação aos dados de teste, foram quatro espécies que tiveram mais de um encontro acústico testado, com destaque para *S. frontalis* com 11 encontros e *S. longirostris* com cinco encontros testados.

Tabela V.4.2.4 -1: Sumário do total de amostras de assovios e encontros acústicos (em parênteses) para as espécies de delfínídeos incluídas nos diferentes conjuntos de dados para o treinamento dos classificadores de assovios do PMC-BS. Ver texto para detalhamento sobre os conjuntos de dados de treinamento. Os dados de testes foram os mesmos para todos os conjuntos de dados, sendo que, no caso do classificador de nove espécies, foram adicionados dois encontros de testes das duas espécies adicionais.

Espécie	Trein_b 110	Trein_nb 250	Trein_n b 500	Trein_nb 500_9sp	Dados de Teste
<i>Stenella frontalis</i>	110 (51)	250 (62)	500 (81)	500 (81)	436 (11)
<i>Stenella longirostris</i>	110 (17)	250 (20)	500 (20)	500 (20)	253 (05)
<i>Tursiops truncatus</i>	110 (25)	250 (27)	458 (28)	458 (28)	156 (03)
<i>Stenella clymene</i>	110 (09)	250 (09)	262 (09)	262 (09)	089 (02)
<i>Delphinus sp.</i>	110 (06)	170 (06)	170 (06)	170 (06)	051 (01)
<i>Stenella attenuata</i>	110 (10)	148 (11)	148 (11)	148 (11)	050 (01)
<i>S. bredanensis</i>	110 (04)	110 (04)	110 (04)	110 (04)	029 (01)
<i>Feresa attenuata</i>	0	0	0	50 (01)	050 (01)
<i>Pseudorca crassidens</i>	0	0	0	51 (01)	052 (01)
Total 7 sp	770 (122)	1248 (139)	2148 (159)	-	1064 (24)
Total 9 sp	-	-	-	2249 (161)	1166 (26)

Modelos de Classificadores

Os métodos de bagging (BG) e floresta randômica (RF) foram utilizados para treinar e testar os classificadores. Análises pretéritas de acurácia têm demonstrado que esses métodos apresentam o maior número de acertos. Ambos os métodos são baseados em árvores de decisão (BREIMAN *et al.*, 1984), que, por sua vez, estão entre as técnicas de aprendizado de máquina (*machine learning*). Para esses modelos não existem premissas de normalidade

ou colinearidade dos dados e são aceitas tanto variáveis contínuas como categóricas.

Diferente do modelo de árvore de classificação (que emprega uma única árvore), esses modelos fazem uso de um conjunto de árvores. Os resultados de múltiplas árvores são computados na tomada de decisão sobre a classificação dos objetos apresentados ao modelo. No caso do BG, as múltiplas árvores são geradas a partir da reamostragem dos dados usando o *bootstrap* (reamostragem com reposição) (BREIMAN, 1996). No caso do RF, as múltiplas árvores de decisão são geradas de forma similar, mas também limitando o número de variáveis descritoras a serem incluídas em cada divisão das árvores. A classificação dos objetos apresentados ao modelo é feita através de um sistema de votos e a decisão de classificação do modelo é tomada com base na classe mais votada (BREIMAN, 2001). Para ambos os modelos de classificadores, foi empregada uma validação cruzada dos dados ($k = 10$) para estimativa da acurácia. O modelo de RF foi construído a partir de 1.000 árvores. O número de variáveis aleatoriamente selecionadas em cada divisão foi definido a partir de um valor ótimo de uma grade de valores testados por validação cruzada. Todos os procedimentos estatísticos foram realizados no ambiente de programação R (R CORE TEAM, 2021).

Resultado – Treinamento e teste dos classificadores

A **Tabela V.4.2.4-2** mostra os resultados das estimativas de acurácia dos modelos BG e RF, baseando-se na validação cruzada (k -fold = 10) dos diferentes conjuntos de dados de treinamento.

Tabela V.4.2.4-2: Estimativa da acurácia preditiva calculada pela validação cruzada ($k = 10$) para os diferentes conjuntos de dados de treinamento e modelos de classificadores do PMC-BS. Ver texto para detalhamento sobre os conjuntos de dados de treinamento. BG = modelo de classificador “Bagging”. RF = Modelo de classificador “Floresta randômica”.

Conjunto de dados de treinamento	Estimativa de acurácia BG (%)	Estimativa de acurácia RF (%)
Trein_b_110	52,7%	57,9%
Trein_nb_250	56,1%	61,5%
Trein_nb_500	58,5%	62,5%
Trein_nb_500_9sp	56,3%	60,4%

O modelo de floresta randômica mostrou o melhor desempenho para todos os conjuntos de dados, segundo resultados da validação cruzada. O conjunto de dados com melhor desempenho foi o de dados não balanceados limitando o número de amostras por espécie em 500 assovios (“Trein_nb_500”). O conjunto de dados balanceados apresentou o menor desempenho comparado com os outros testados, demonstrando que o acréscimo no número de assovios utilizados para treinar o modelo é positivo mesmo quando o balanceamento dos dados é sacrificado.

A validação cruzada avalia a capacidade de generalização dos modelos, subamostrando dados do próprio conjunto de treinamento. Porém, o desempenho de um classificador e seu poder de generalização pode ser melhor avaliado através dos dados de teste. Essa avaliação dos dados de teste foi baseada na proporção de acertos dos assovios dos encontros acústicos dos quais as espécies eram previamente conhecidas. Os resultados detalhados dos testes são apresentados apenas para o modelo de floresta randômica com dados não balanceados limitados a 500 amostras por espécie, uma vez que foi o classificador com melhor desempenho apontado pela validação cruzada. A **Tabela V.4.2.4-3** sumariza os resultados para cada um dos 24 encontros acústicos testados a partir desse modelo. A tabela indica a espécie atual de cada encontro, o respectivo identificador do encontro acústico, a espécie classificada com a maior porcentagem de assovios no encontro (espécie com mais votos proporcionais) e o valor dessa porcentagem.

Os resultados da **Tabela V.4.2.4-3** indicam uma acurácia global de 55% de classificações corretas de um total de 1.064 assovios testados. Já na perspectiva do número de acerto dos encontros acústicos, as espécies foram classificadas corretamente na maior parte deles. Foram 18 encontros acústicos corretamente classificados de um total de 24 (75%).

Tabela V.4.2.4-3: Resultados dos testes do modelo de classificador de floresta randômica com um conjunto de dados não balanceado limitado ao máximo de 500 amostras por espécie incluindo sete espécies de delfinídeos da Bacia de Santos. Os testes foram feitos a partir de encontros acústicos independentes para cada uma das espécies. A tabela indica a espécie, o código identificador do encontro acústico, o número total de assovios testados (N), a espécie classificada com a maior porcentagem de assovios do encontro (Espécie com maior %) e a pontuação em termos de porcentagem (%) (classificações errôneas em vermelho).

Espécie/ gênero	Encontro acústico	N	Espécie com maior %	%
<i>Stenella frontalis</i>	Sf_PMC_10_A18	45	<i>Stenella frontalis</i>	0,73
	Sf_PMC_10_A38	39	<i>Stenella frontalis</i>	0,95
	Sf_PMC_11_A2	36	<i>Stenella frontalis</i>	0,86
	Sf_PMC_12_A16	37	<i>Stenella frontalis</i>	0,76
	Sf_PMC_13_A01	65	<i>Stenella frontalis</i>	0,71
	Sf_PMC_4_A47	50	<i>Stenella frontalis</i>	0,8
	Sf_PMC_4_A55	36	<i>Stenella frontalis</i>	0,78
	Sf_PMC_5_A21	30	<i>Stenella frontalis</i>	0,87
	Sf_PMC_6_A98	31	<i>Stenella frontalis</i>	0,9
	Sf_PMC_9_A120	33	<i>Stenella frontalis</i>	0,67
	Sf_PMC_9_A81	34	<i>Stenella frontalis</i>	0,59
<i>Stenella longirostris</i>	SI_PMC_1_A14	49	<i>Stenella longirostris</i>	0,49
	SI_PMC_1_A3	50	<i>Stenella longirostris</i>	0,38
	SI_PMC_10_A61	51	<i>Stenella longirostris</i>	0,65
	SI_PMC_3_A23	51	<i>Stenella longirostris</i>	0,69
	SI_PMC_6_A93	52	<i>Stenella longirostris</i>	0,77
<i>Tursiops truncatus</i>	Tt_PMC_11_A127	51	<i>Tursiops truncatus</i>	0,37
	Tt_PMC_14_A47	54	<i>Stenella frontalis</i>	0,44
	Tt_PMC_9_A98	51	<i>Stenella longirostris</i>	0,57
<i>Stenella clymene</i>	Sc_PMC_14_A16	39	<i>Tursiops truncatus</i>	0,36
	Sc_PMC_2_A77	50	<i>Stenella longirostris</i>	0,32

Espécie/ gênero	Encontro acústico	N	Espécie com maior %	%
<i>Stenella attenuata</i>	Sa_PMC_8_A58	50	<i>Tursiops truncatus</i>	0,26
<i>Steno bredanensis</i>	Sb_PMC_8_A64	29	<i>Steno bredanensis</i>	0,97
<i>Delphinus sp.</i>	Dsp_PMC_12_A47	51	<i>Stenella longirostris</i>	0,51
Total	24	1064	-	55%

No relatório do ano anterior, o treinamento e teste de classificadores também se basearam na classificação de encontros acústicos. No entanto, havia sido feita uma combinação dos resultados de quatro modelos de classificadores (análise discriminante, árvore de classificação, *bagging* e floresta randômica) e, com base nos resultados combinados, foi estabelecido um limiar (porcentagem mínima de assóvios de um encontro) para considerar a classificação confiável, sendo que abaixo desse limiar a classificação era tida como ambígua. O limiar de 0,4 mostrou-se robusto para evitar os falsos negativos, ainda que alguns verdadeiros positivos também fossem rejeitados. Portanto, foi demonstrado que existe um balanço entre permitir alguns falsos negativos e aumentar as classificações corretas (aumentar os verdadeiros positivos).

Os resultados aqui apresentados se baseiam em um único modelo (floresta randômica) com dados não balanceados limitados a 500 amostras por espécie. Se aplicarmos o mesmo limiar de 0,4 nos resultados deste modelo, tal como apresentado na **Tabela V.4.2.4-3**, notamos que foram seis classificações errôneas e três delas seriam rejeitadas como ambíguas por estarem com limiar abaixo de 0,4. Porém, ainda permaneceriam outros três encontros com limiar acima de 0,4 erroneamente classificados e aceitos como corretos. Além disso, o critério de 0,4 rejeitaria dois encontros corretamente classificados abaixo desse limiar. O resultado dos 24 encontros testados ficou distribuído em 16 encontros com classificações corretas (67%), três (12%) erroneamente classificados e cinco (21%) rejeitados como ambíguas quando se adota um limiar de 0,4. O limiar de 0,3 incluiria dois encontros rejeitados como ambíguas entre as classificações corretas, mas assumiria como correto dois outros encontros erroneamente classificados. Isso elevaria para 75% os encontros corretamente classificados, para 21% os encontros com classificações erradas e diminuiria os encontros ambíguas para 4%. O limiar a ser aplicado para a interpretação dos

resultados do classificador depende, portanto, do nível de tolerância em aceitar falsos negativos (classificações errôneas), em contrapartida de aumentar as classificações corretas.

A utilização de um único modelo para avaliação do desempenho do classificador simplifica a sua aplicação na prática, porém, é útil observar o desempenho dos outros modelos e conjuntos de dados que foram testados. A porcentagem de assovios corretamente classificados de cada encontro do modelo BG, no geral, foi similar ou inferior ao RF. No conjunto de dados não balanceados limitado a 500 assovios, a exceção foi um encontro da espécie *T. truncatus* (Tt_PMC_14_A47), no qual o modelo BG classificou corretamente o encontro como *T. truncatus* (pontuação de 0,39), enquanto o modelo RF classificou erroneamente como *S. frontalis* (pontuação de 0,44). Para os encontros que foram erroneamente classificados, houve casos em que a espécie apontada pelos modelos RF e BG foi diferente, porém, nenhum deles classificou esses encontros como sendo da espécie correta.

A avaliação dos resultados entre as sete diferentes espécies inclusas traz observações importantes sobre o desempenho do classificador em termos de sua sensibilidade para cada espécie (capacidade de identificar os verdadeiros positivos). A espécie *S. frontalis* apresentou o maior número de encontros testados (11) e 100% de acerto dos encontros acústicos testados, conforme resultados apresentados na **Tabela V.4.2.4-3**. A maioria dos encontros teve pontuação acima de 0,7 e o máximo foi 0,95. Para a espécie *S. longirostris*, foram cinco encontros testados e todos corretamente classificados, apesar da pontuação menor, sendo que para um dos encontros o valor foi abaixo de 0,4 (PMC_1_A3 com pontuação de 0,38), que foi rejeitada como ambígua quando aplicado o limiar de 0,4. Já para a espécie *T. truncatus* foram três encontros testados, com dois erroneamente classificados com limiar acima de 0,4 e um correto, mas abaixo do limiar de 0,4 (rejeitado como ambíguo). Portanto, a partir desse critério, não houve acertos entre os três encontros acústicos de *T. truncatus* testados. As espécies *S. clymene* (dois encontros testados) e *S. attenuata* (um encontro) foram todas classificadas erroneamente, porém rejeitadas como ambíguas por apresentarem limiar abaixo de 0,4. *S. bredanensis* teve um único encontro testado, corretamente classificado com a pontuação

mais alta entre todas as espécies (porcentagem de 0,97 dos assovios corretamente classificados). Por último, *Delphinus* sp. foi erroneamente classificado com uma pontuação de 0,51. Mais da metade dos assovios de *Delphinus* sp. testados foram classificados como *S. longirostris*, que, portanto, seria aceito como correto para o limiar de 0,4.

No geral, o que foi observado é que as espécies mais bem amostradas em termos de números de encontros e amostras de assovios incluídas no treinamento do classificador obtiveram o melhor resultado (*S. frontalis* e *S. longirostris*). A exceção foi *T. truncatus*, para a qual foram observados resultados com desempenho bem baixo. Espécies com tamanho amostral pequeno tiveram poucos encontros que puderam ser testados (um ou dois) e baixo desempenho do classificador. A exceção foi *S. bredanensis*, que teve o melhor desempenho.

S. frontalis e *S. longirostris* foram as únicas espécies que ultrapassaram o limite de 500 assovios e foram subamostradas para compor os dados de treinamento (conjunto de dados de treinamento “Trein_nb 500”). Esses 500 assovios foram provenientes de 81 e 20 encontros acústicos, respectivamente. Já *T. truncatus*, apesar de ter tido 458 assovios para treinamento provenientes de 28 encontros, obteve um melhor desempenho no conjunto de dados limitado a 250 amostras (“Trein_nb 250”), indicando melhor desempenho quando diminuiu a discrepância dos dados não balanceados, sendo inclusive melhor do que os dados balanceados. Outra espécie beneficiada pelos conjuntos de dados com menor discrepância no balanceamento foi *S. clymene* (total de 262 assovios e 9 encontros para teste).

Houve espécies que os resultados pareceram não serem muito influenciados pelos diferentes conjuntos de dados de treinamento, foram elas *S. bredanensis* (110 assovios) e *S. attenuata* (148 assovios e 11 encontros). O único caso em que o modelo com dados balanceados foi melhor que ambos os modelos de dados não balanceados foi *Delphinus* sp. (170 assovios e seis encontros de treinamento).

Os resultados trazem informações importantes sobre o estado atual do banco de dados acústicos de delphinídeos do PMC-BS e sua capacidade em produzir classificadores acústicos robustos das espécies *S. frontalis* e *S. longirostris* (**Figura V.4.2.4-1**). As duas espécies mais bem representadas nos

dados coletados na Bacia de Santos tiveram o melhor desempenho quando utilizados os dados não balanceados `Trein_nb 500`, pois se beneficiaram com o aumento do número de amostras nos dados de treinamento desse conjunto de dados. O repertório de assovios de *T. truncatus* é representado por muitos assovios estereotipados (JANIK; SAIGH, 2013, **Figura V.4.2.4-2**), os quais provavelmente tiveram influência nas classificações errôneas que essa espécie apresentou. Em uma próxima análise, os assovios estereotipados devem ser identificados e excluídos dos dados, mantendo-se apenas um exemplar de cada tipo de assovio estereotipado identificado, para evitar o viés estatístico de inclusão de “réplicas” na amostra.

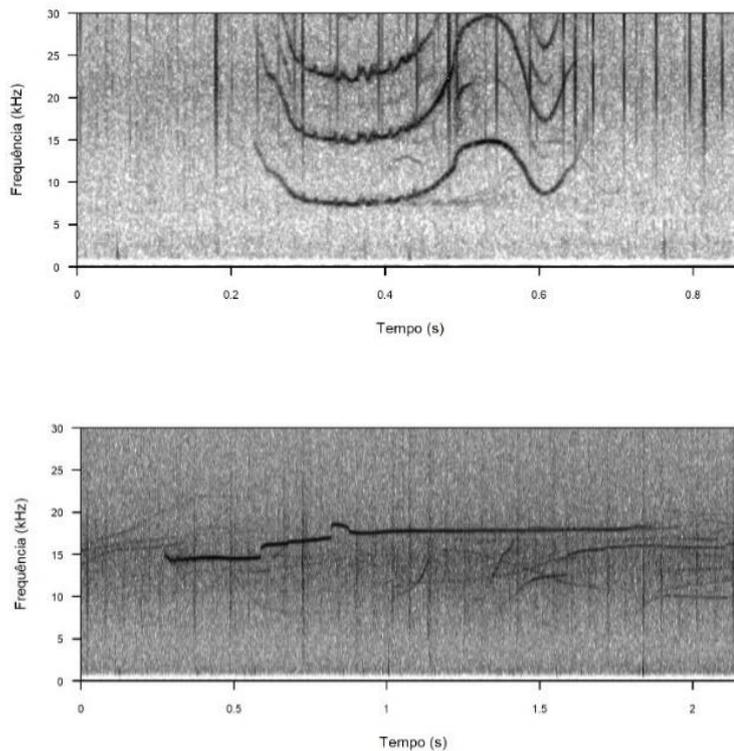


Figura V.4.2.4-1: *Espectrogramas ilustrando assovios do golfinho-pintado-do-atlântico (**S. frontalis**) (esquerda) e do golfinho-rotador (**S. longirostris**) (direita), as duas espécies que apresentaram maior sucesso de classificação.*

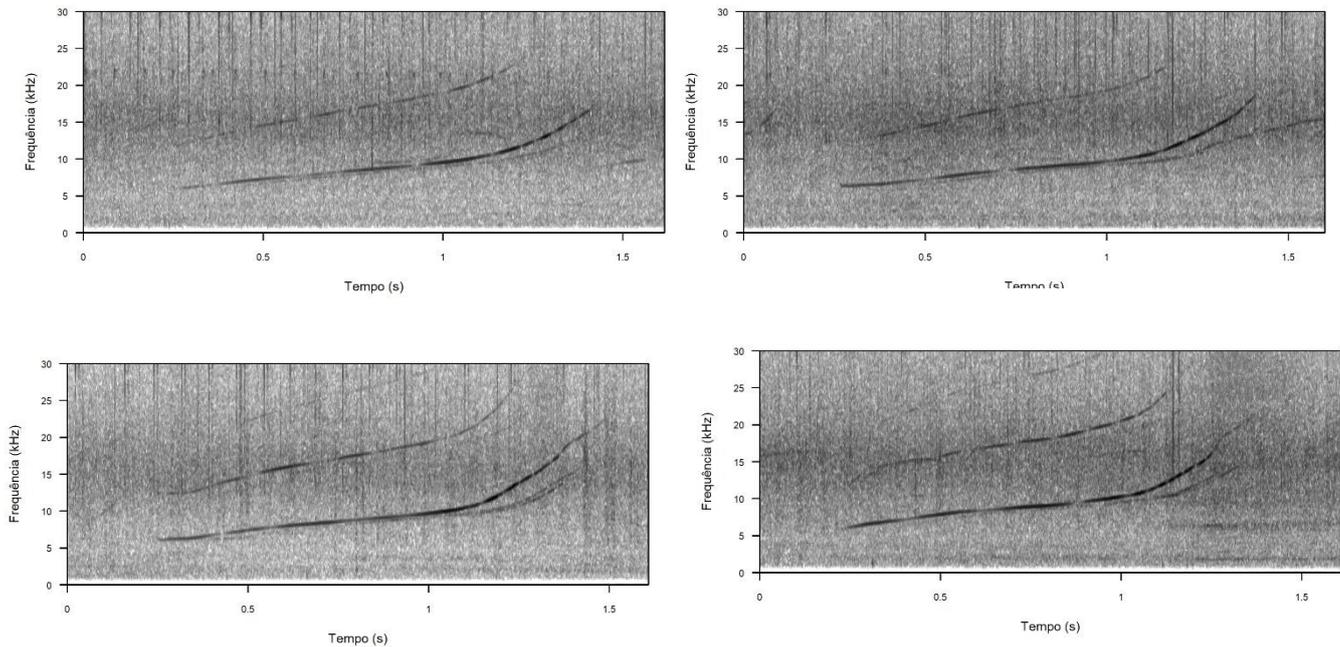


Figura V.4.2.4-2: Espectrogramas ilustrando assovios estereotipados do golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*).

No geral, quanto maior o tamanho amostral, melhor o desempenho. A inclusão exploratória de *F. attenuata* e *P. crassidens* nas análises (com apenas um encontro de treinamento e um de teste para cada espécie) reforça que o tamanho amostral muito baixo ($n = 50$) é insuficiente para o classificador, sendo que ambas as espécies novas foram erroneamente classificadas. Valores próximos de 1.000 assovios e 20 encontros para cada espécie parecem ser o ideal para que o classificador produza resultados confiáveis. No entanto, existem particularidades do comportamento das espécies que influenciam nos resultados, tal como apontado na questão de produção de muitos assovios estereotipados em *T. truncatus*. Ainda, é possível que os estereotipados ocorram em outras espécies, mas isso ainda não foi avaliado. Apesar de recomendações da utilização de dados balanceados para evitar o enviesamento do classificador, foi mostrado que um certo grau de discrepância no tamanho de amostras de assovios entre as espécies é tolerado e tende a melhorar os resultados.

A próxima etapa do desenvolvimento dos classificadores será a inclusão dos parâmetros de cliques para o treinamento e teste de classificadores. A

caracterização do repertório acústico das espécies deve incluir diferentes tipos de sinais acústicos, com o potencial de melhorar ainda mais o desempenho de classificadores (RANKIN et al., 2017; MCCULLOUGH et al., 2021). Para isso, serão desenvolvidos modelos que combinam os cliques e os assovios das espécies de delfínídeos registradas e catalogadas pelo PMC-BS, com a expectativa de que os resultados sejam melhores do que classificadores que utilizam apenas um tipo de sinal isolado.

V.4.3 Atividades sísmicas e cetáceos

Os sons de canhões de ar comprimido (*airguns*) usados em pesquisas sísmicas marinhas são de grande intensidade e se propagam a grandes distâncias (GREENE; RICHARDSON, 1988; HERMANNSEN et al., 2015). Estudos diversos descrevem respostas comportamentais dos cetáceos aos ruídos de *airguns* (canhões de ar comprimido) utilizados em estudos de prospecção sísmica, com observações de reações de curto prazo em diferentes parâmetros comportamentais, como a velocidade e direção da natação, taxa respiratória e taxa de vocalização em cetáceos (PARENTE; ARAÚJO, 2012; CASTELLOTE; LORENS, 2016).

Visando contribuir com o Objetivo Específico nº 9 do Projeto Executivo do Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS (“*Avaliar a distribuição e a frequência de uso espacial pelos cetáceos em função da presença de atividades de E&P (incluindo pesquisas sísmicas), tráfego de embarcações e pesca*”), o presente capítulo apresenta dois itens com abordagens distintas e complementares para tentar entender efeitos potenciais de atividades de prospecção sísmica em cetáceos. A proposta de pesquisa aqui apresentada vai além dos efeitos comportamentais e visa identificar efeitos da sísmica em nível populacional por meio da amostragem espaço-temporal de cetáceos, medindo parâmetros como ocorrência, distribuição, densidade e abundância relativa de cetáceos antes e durante a sísmica, ou a diferentes faixas de distância da fonte de ruído. Estes efeitos em nível populacional são os menos estudados em nível mundial, mas são os mais importantes, pois refletem a perda de habitats mesmo que temporária ou efeitos na dinâmica populacional de uma espécie (NRC, 2005).

A primeira abordagem (**Item V.4.3.1**) irá aproveitar os dados pretéritos do PMC-BS, coletados desde 2015, que coincidem espacial e temporalmente com etapas de diferentes projetos de pesquisa sísmica realizados na Bacia de Santos nos últimos anos, não só pela PETROBRAS, mas também por outras operadoras e Empresas de Aquisição de Dados Sísmicos (EADs). Apresenta-se, neste 7º Relatório Anual, um estudo piloto com esta abordagem retroativa, onde focou-se no controle amostral espacial relacionado à distância da fonte de ruído. Vale lembrar que esta abordagem para estudar os efeitos da sísmica aproveitou-se de um desenho amostral já existente (PMC-BS) que focou em uma região maior de amostragem e que não foi primariamente delineado para a realização desta abordagem de estudo.

A segunda abordagem (**Item V.4.3.2**) foi adotada a partir do Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS, quando as campanhas de Avistagem Aérea passaram a monitorar os cetáceos especificamente em áreas de atividades de pesquisas sísmicas desenvolvidas pela PETROBRAS na Bacia de Santos, no Cluster-BS. O desenho amostral visou coletar dados com sobrevoos em um curto período antes do início da sísmica e em outro curto período já durante o desenvolvimento da sísmica, mas ainda nos primeiros dias após o início dos disparos. Nesta abordagem, o controle amostral foi temporal e o desenho amostral cobriu a região com maior exposição aos ruídos da sísmica (**Anexo III-5: Procedimento Operacional 07 - Procedimento para coleta de dados visuais em campanha aérea do PMC-BS, Ciclo de Médio Prazo, Volume II**).

V.4.3.1 Análise piloto de três projetos de sísmica com dados pretéritos do PMC-BS

Nesta análise, buscou-se investigar uma possível resposta espacial na frequência de encontros com cetáceos durante atividades de prospecção sísmica, ou seja, considerando o status operacional das fontes sísmicas. Como plataforma amostral de oportunidade, foram usados dados do PMC-BS coletados durante o Ciclo de Curto Prazo (2015-2021) a partir de Campanhas de Avistagem Aérea e Campanhas de Avistagem Embarcada e MAP. Apesar do desenho amostral não ter sido direcionado para o estudo dos efeitos da sísmica

sobre os cetáceos, a vantagem da maior parte das campanhas amostrais do PMC-BS é sua malha sistemática de transecções, realizadas de forma periódica (semestralmente) e padronizada durante estes seis anos de coleta no Ciclo de Curto Prazo.

Neste primeiro ano de investigação focada na sísmica e seus efeitos sobre cetáceos, buscou-se aplicar de forma piloto uma abordagem analítica em três projetos de sísmica (CGG – Projeto Santos Fase VII-B, Petrobras Lula e Petrobras Libra). Após esta análise piloto, eventuais correções serão implantadas no processamento de dados e então esta abordagem poderá ser expandida e desenvolvida nos próximos relatórios com os demais projetos de sísmica com dados disponíveis, fechando assim a análise retrospectiva.

Atividades de prospecção sísmica na Bacia de Santos entre 2015-2021

Os dados da maioria das atividades sísmicas realizadas na Bacia de Santos desde 2015 foram disponibilizados pelas empresas operadoras e de aquisição de dados responsáveis no SEI, por solicitação do IBAMA, para que posteriormente a PETROBRAS pudesse ter acesso para a realização desta análise. No período considerado, entre 2015 e 2021, foram compiladas 17 etapas (períodos de aquisição sísmica) de 14 projetos de pesquisa sísmica realizados na Bacia de Santos (**Tabela V.4.3-1**). A duração destas etapas variou entre 23 e 925 dias (média = 196; Mediana = 124).

Os dados básicos solicitados em forma de planilha para as empresas foram data, hora, posição geográfica do navio e status de operação da fonte sísmica (canhões de ar). Alguns projetos de pesquisa sísmica não puderam ser incluídos na análise, devido à ausência destas informações, especialmente sobre o status de operação da fonte sísmica, como o projeto da empresa Polarcus (Pesquisa Sísmica Marítima 3D - BM-S-50 - Bacia de Santos, primeiro projeto da série temporal) e o projeto da empresa Spectrum (Pesquisa Sísmica Marítima 2D, não-exclusiva, nas BC e BS - Fase II). Estas empresas enviaram ofícios para o órgão ambiental informando sobre a impossibilidade de envio destes dados. Um dos principais desafios, além da obtenção dos dados, foi a falta de padronização deles, havendo a necessidade de edição das planilhas para padronização do formato das informações para análise, como as coordenadas geográficas.

Tabela V.4.3-1: Resumo dos projetos de sísmica, e suas etapas, realizados na Bacia de Santos entre 2015 e 2021. N/I: Não Informado.

Empresa	Projeto	PROCESSO (IBAMA)	Início – Final	Fonte sísmica ativa?	Tipo Sísmica	Navios	Duração (dias)	Volume Máx (pol ³)	Pressão Máx (psi)
POLARCUS	Pesquisa Sísmica Marítima 3D - BM-S-50 - BS	02001.001756/2015-86	15/09/16 – 17/03/17	Não	3D	Polarcus Adira	183	N/I	N/I
CGG	Pesquisa Sísmica Marítima 3D, não-exclusiva, na BS - Projeto Santos Fase VII B	02001.006832/2015-40	28/09/16 – 16/07/17	Sim	3D Cabos Flutuantes	Oceanic Vega / Oceanic Champion	291	4240	2000
PETROBRAS	Atividade de Pesquisa Sísmica Marítima 3D Nodes, no bloco de Libra, BS.	02001.005473/2015-11	01/10/17 – 07/11/18	Sim	3D Nodes	Artemis Angler	402	4470	2000
PETROBRAS	Atividade de Pesquisa Sísmica Marítima 4D Nodes, no campo de Lula, BS	02022.001105/2013-86	17/11/17 – 03/02/18*	Sim	4D Nodes	Osprey Explorer	78	4470	2000
SPECTRUM	Pesquisa Sísmica Marítima 2D, não-exclusiva, nas BC e BS - Fase II	02001.004077/2015-69	14/12/17 – 18/02/18	Não	2D Cabos Flutuantes	BGP Challenger	66	N/I	N/I
CGG	Aquisição de Dados Sísmicos 3D, não-exclusivos, na BS, Projeto Santos Fase VIII	02001.006833/2015-94	08/02/18 – 05/06/18	Sim	3D Cabos Flutuantes	Oceanic Champion	117	4240	2000

Empresa	Projeto	PROCESSO (IBAMA)	Início – Final	Fonte sísmica ativa?	Tipo Sísmica	Navios	Duração (dias)	Volume Máx (pol ³)	Pressão Máx (psi)
PETROBRAS	Atividade de Pesquisa Sísmica Marítima 3D Nodes, no campo de Búzios, na BS.	02001.001000/2015-37	23/10/18 – 26/10/19	Sim	3D Nodes	Vantage	368	4020	2000
SPECTRUM	Pesquisa Sísmica Marítima 3D na BS, na Área Prioritária (Área 2)	02001.004308/2018-87	25/04/19 – 31/08/19	Sim	3D Cabos Flutuantes	Hai Yang Shi You (HYSY 720) / Ivan Gubkin	128	4035	2000
CGG	Projeto Santos Fase VIII Extension	N/I	15/05/19 – 25/06/19	Sim	3D Cabos Flutuantes	Geo Caribbean	41	4180	2000
CGG	Pesquisa Sísmica Marítima 3D, Não-Exclusiva, na BS – Programa Santos Fase IX	02001.004539/2018-91	27/06/19 – 07/01/22	Sim	3D Cabos Flutuantes	Geo Caribbean / Oceanicus Sirius	925	4180	2000
SHELL	Pesquisa Sísmica Marítima 3D Nodes nos Blocos BM-S-54 e Sul de Gato do Mato, na BS	02001.019140/2018-12	20/10/19 – 14/01/20	Sim	3D Nodes	Neptune Naiad (fonte) / Island Enforcer (registro)	86	N/I	N/I
SPECTRUM	Pesquisa Sísmica Marítima 3D na BS, na Área Prioritária (Área 2)	02001.004308/2018-87	05/12/19 – 23/01/20	Sim	3D Cabos Flutuantes	Hai Yang Shi You (HYSY 720) / Ivan Gubkin	49	4035	2000

Empresa	Projeto	PROCESSO (IBAMA)	Início – Final	Fonte sísmica ativa?	Tipo Sísmica	Navios	Duração (dias)	Volume Máx (poI ³)	Pressão Máx (psi)
EQUINOR	Pesquisa Sísmica Marítima 3D Nodes nos blocos BM-S-8 e Norte de Carcará, na BS	02001.029334/2018-18	22/01/21 – 22/05/21	Sim	3D Nodes	Hugin Explorer / Subsea Viking	120	N/I	N/I
SPECTRUM	Pesquisa Sísmica Marítima 3D na BS, na Área Prioritária (Área 2)	02001.004308/2018-87	03/05/21 – 11/09/21	Sim	3D Cabos Flutuantes	Hai Yang Shi You (HYSY 720) / Ivan Gubkin	131	4035	2000
PETROBRAS	Atividade de Pesquisa Sísmica Marítima 4D Nodes no Campo Sapinhoá, na BS	02001.004308/2018-87	16/06/21 – 16/10/21	Sim	4D Nodes	Sanco Sword	132	4080	2000
SPECTRUM	Pesquisa Sísmica Marítima 3D na BS, na Área Prioritária (Área 2)	02001.004308/2018-87	26/10/21 – 18/11/21	Sim	3D Cabos Flutuantes	Hai Yang Shi You (HYSY 720) / Ivan Gubkin	23	4035	2000
PETROBRAS	Atividade de Pesquisa Sísmica Marítima 3D Nodes nos Campos de Tupi e Iracema, na BS	02001.006666/2021-20	19/12/21 – em andamento	Sim	3D Nodes	SW Diamond	em andamento	4080	2000

* O projeto da Petrobras no Campo de Lula ainda teve uma etapa prévia ao início do PMC-BS, entre 10/05/2015 e 11/07/2015.

Material & Métodos

Processamento e filtragem dos dados do PMC-BS

A estratificação inicial dos dados de campanhas de amostragem do PMC-BS foi feita por dia, com a seleção de todos os dias em que houve coleta de dados pelo PMC-BS concomitantemente com as atividades de prospecção sísmica e dentro de um raio de 100 km dos disparos (**Tabelas V.4.3-2, V.4.3-3 e V.4.3-4**). Só foram considerados os dias em que houve disparos dos canhões de ar do arranjo de sísmica (Status “ON”), excluindo-se os dias em que o navio sísmico estava na região sem disparar ou mesmo disparando em fase de testes. Ao todo 13 etapas de projetos de sísmica coincidiram temporalmente com 26 campanhas do PMC-BS (exemplo **Figura V.4.3-1**).

Após a seleção desses dias, as rotas percorridas pela embarcação ou aeronave do PMC-BS dentro desse raio de 100 km foram estratificadas em cinco classes de distância da fonte sísmica: 0 – 20 km; 20 – 40 km; 40 – 60 km; 60 – 80 km; e 80 – 100 km. A baixa sobreposição espacial com os projetos de sísmica e o caráter não sistemático da amostragem nas Campanhas de Telemetria resultaram na exclusão destas campanhas da análise. Assim, restaram nove Campanhas de Avistagem Embarcada e MAP e nove Campanhas de Avistagem Aérea para futuras análises. Como mencionado anteriormente, neste relatório foi apresentada uma análise piloto considerando somente três etapas de projetos sísmicos realizados na Bacia de Santos

Nas **Figuras V.4.3-2, V.4.3-3 e V.4.3-4** estão exemplos dos *buffers* de diferentes distâncias do navio sísmico construídos por dia amostral. Foram considerados os dados enquanto a fonte sísmica estava operando e o navio/aeronave de pesquisa estava amostrando dentro do *buffer*, com as rotas percorridas pela embarcação ou aeronave do PMC-BS (transecções) e detecções de cetáceos realizadas durante a operação de três etapas de projetos de prospecção sísmica considerados para esta análise piloto. Os segmentos das transecções em cada classe (*buffer*) de distâncias foram as unidades amostrais, cujos tamanhos foram ponderados para padronização do esforço.



Figura V.4.3-1: Navio de pesquisa sísmica Artemis Angler realizando disparos sísmicos no Campo de Libra, fotografado durante amostragem do PMC-BS em 07/04/2018.

Tabela V.4.3-2: Sobreposição de campanhas de Avistagem Embarcada e MAP do PMC-BS e etapas de projetos de sísmica realizadas na Bacia de Santos entre 2015 e 2021. Etapas (Projetos) de sísmica foram divididas quando navios diferentes atuaram.

Campanhas de Avistagem Embarcada e MAP	Projetos
C1	-
C2	-
C3	CGG - Vega - Santos 7B
C4	CGG - Champion - Santos 7B
C5	Libra (Petrobras)
C6	CGG - Champion - Santos 8
	Lula (Petrobras)
C7	Libra (Petrobras)
C8	Buzios
	Spectrum
C9	CGG - Caribbean - Santos 9
	Buzios
	Spectrum
C10	-
C11	CGG - Sirius - Santos 9
C12	-
C13	-
C14	Tupi-Iracema (Petrobras)
C15	-

Tabela V.4.3-3: Sobreposição de campanhas de Avistagem Aérea do PMC-BS e etapas de projetos de sísmica realizadas na Bacia de Santos entre 2015 e 2021. Etapas (Projetos) de sísmica foram divididas quando navios diferentes atuaram.

Campanhas de Avistagem Aérea	Projeto
C1	-
C2	-
C3	CGG - Vega - Santos 7B
C4	CGG - Champion - Santos 7B
C5	Libra (Petrobras)
	Lula4D (Petrobras)
C6	Libra (Petrobras)
	CGG - Champion - Santos 8
C7	Libra (Petrobras)
C8	Buzios
C9	Buzios
	CGG - Caribbean - Santos 9
	Spectrum
C10	-
C11	CGG - Sirius - Santos 9
C12	Spectrum
C13	Tupi-Iracema (Petrobras)

Tabela V.4.3-4: Sobreposição de campanhas de Telemetria do PMC-BS e etapas de projetos de sísmica realizadas na Bacia de Santos entre 2015 e 2021. Etapas (Projetos) de sísmica foram divididas quando navios diferentes atuaram.

Campanhas de Telemetria	Projetos
C1	-
C2	-
C3	CGG - Champion - Santos 7B
C4	Libra (Petrobras)
C5	Libra (Petrobras)
C6	Libra (Petrobras)
	CGG - Champion - Santos 8
C7	Libra (Petrobras)
C8	CGG - Champion - Santos 8
	Lula (Petrobras)
C9	CGG - Caribbean - Santos 9
	Buzios
	Spectrum
C10	-
C11	CGG - Sirius - Santos 9
C12	-
C13	-
C14	-

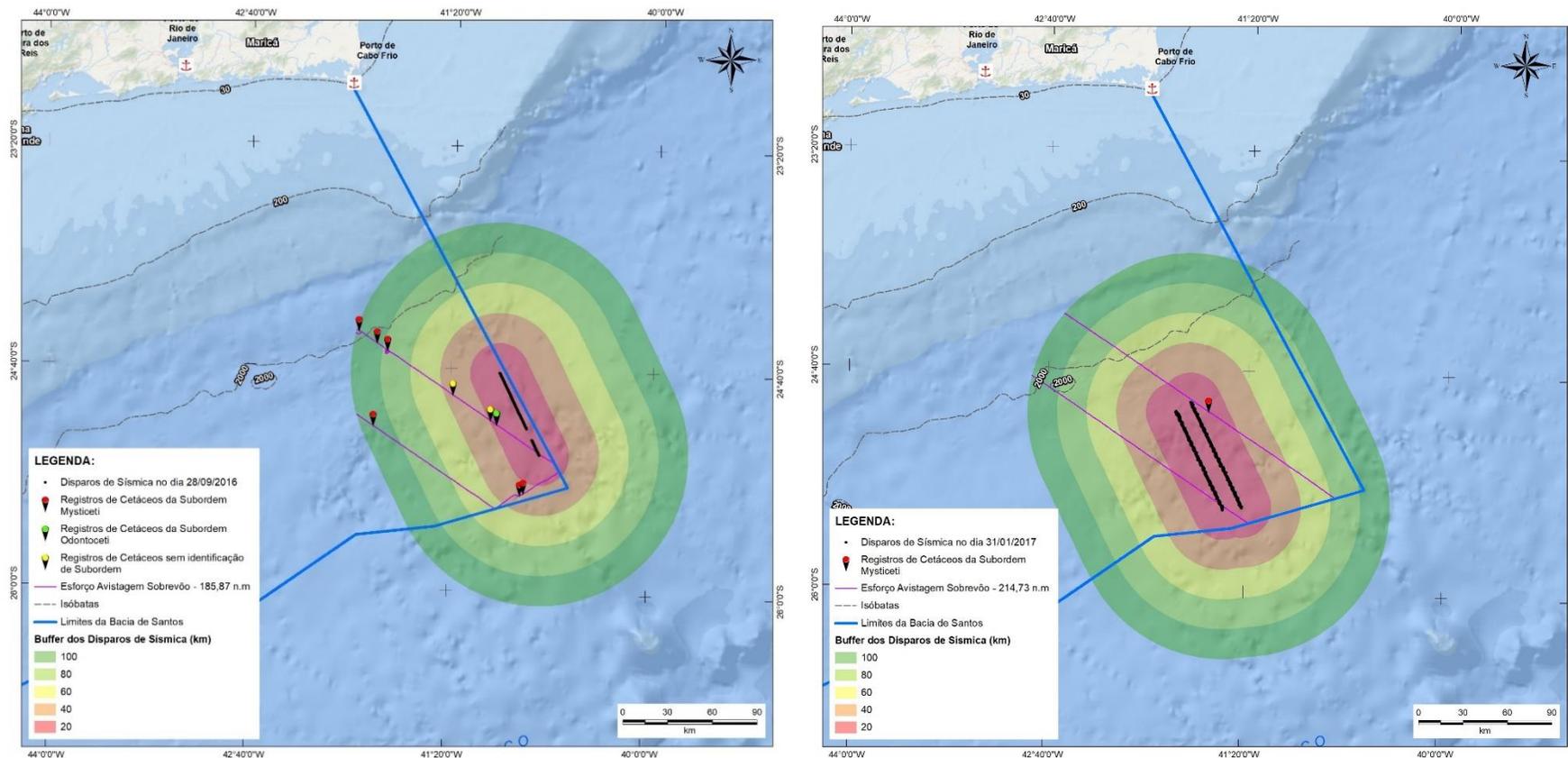


Figura V.4.3-2a: Exemplos de dias amostrados pelo PMC-BS durante a prospecção sísmica da CGG (Projeto Santos Fase VII B).

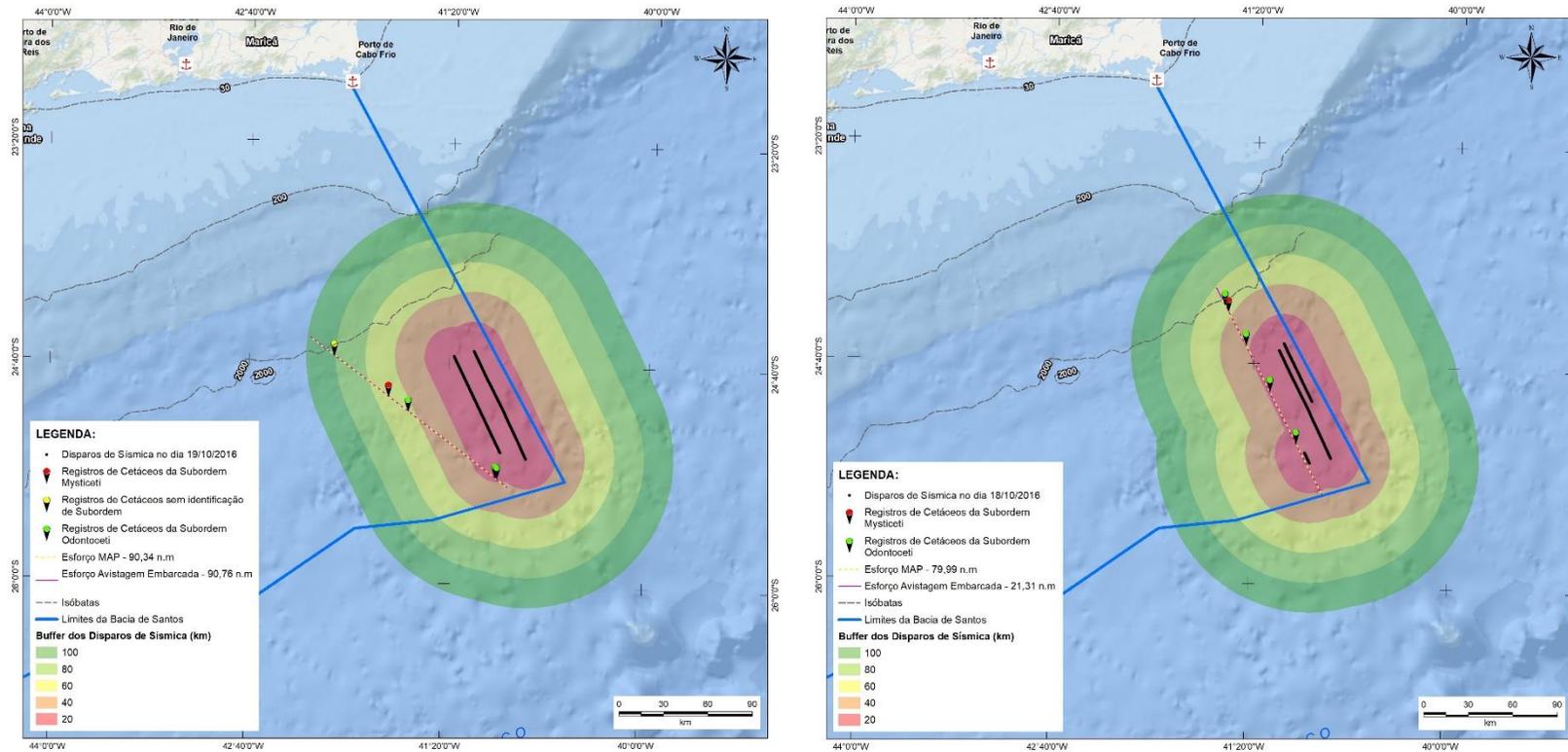


Figura V.4.3-2b: Exemplos de dias amostrados pelo PMC-BS durante a prospecção sísmica da CGG (Projeto Santos Fase VII B).

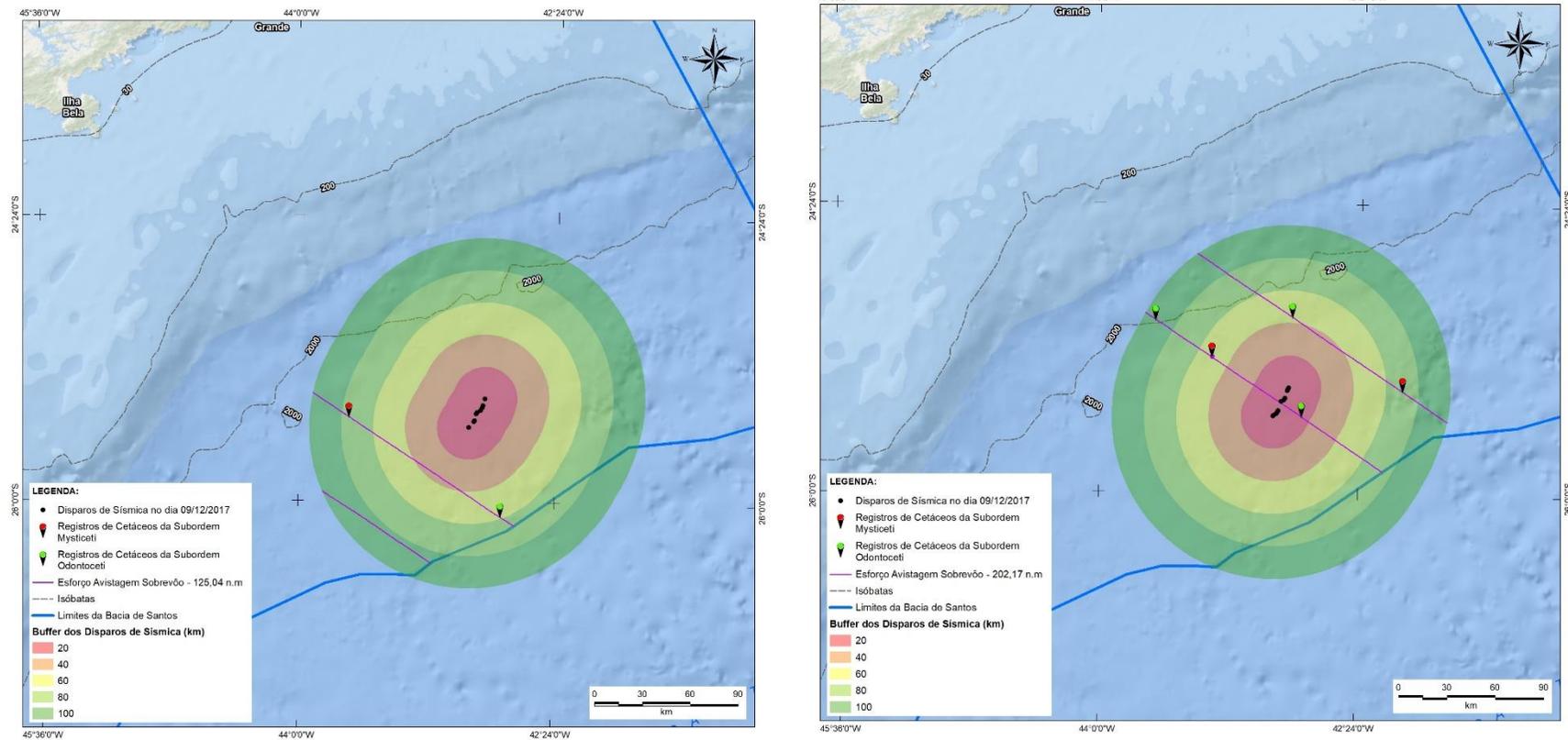


Figura V.4.3-3a: Exemplos de dias amostrados pelo PMC-BS durante a prospecção sísmica da Petrobras no Campo de Lula.

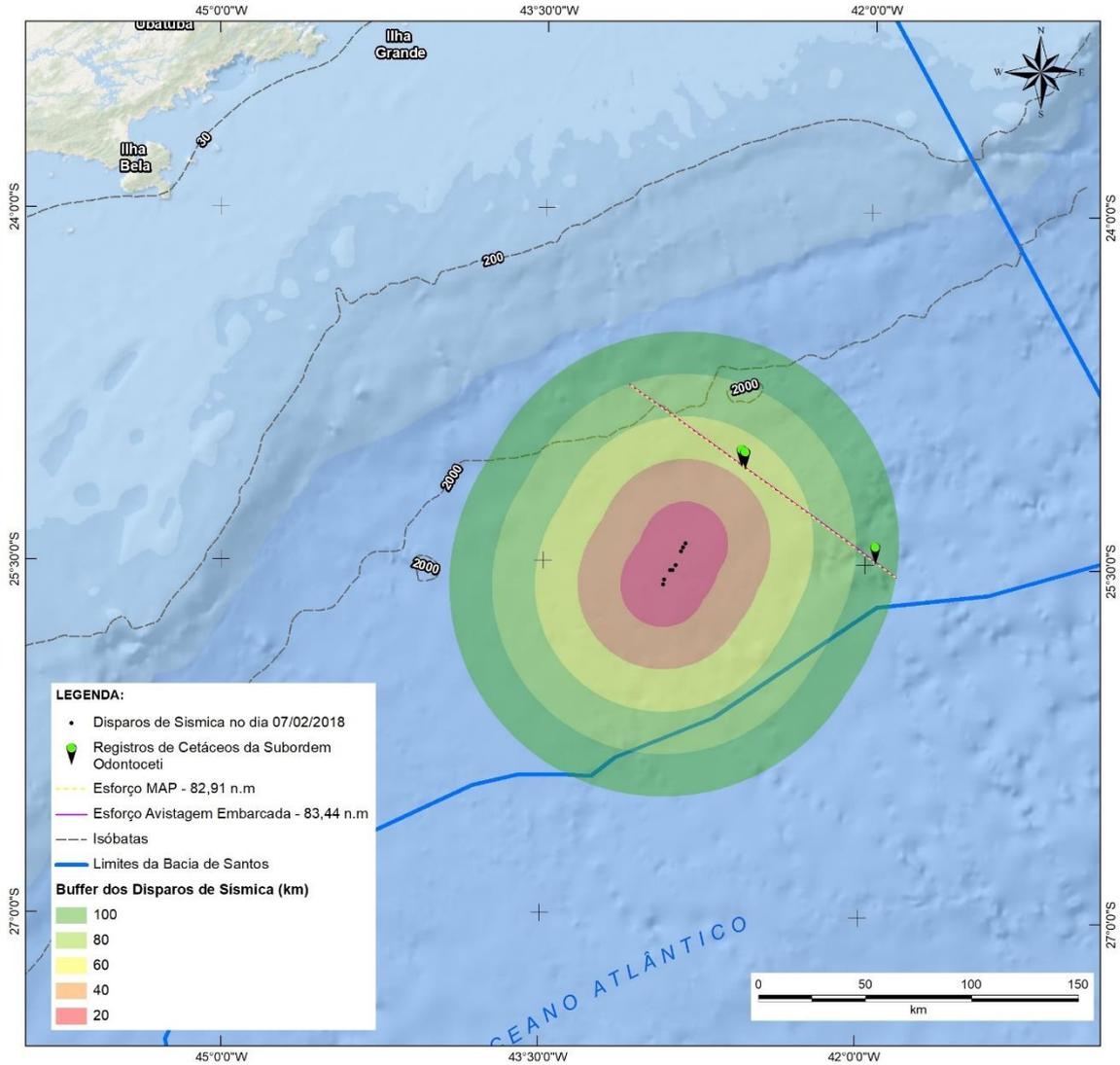


Figura V.4.3-3b: Exemplos de dias amostrados pelo PMC-BS durante a prospecção sísmica da Petrobras no Campo de Lula.

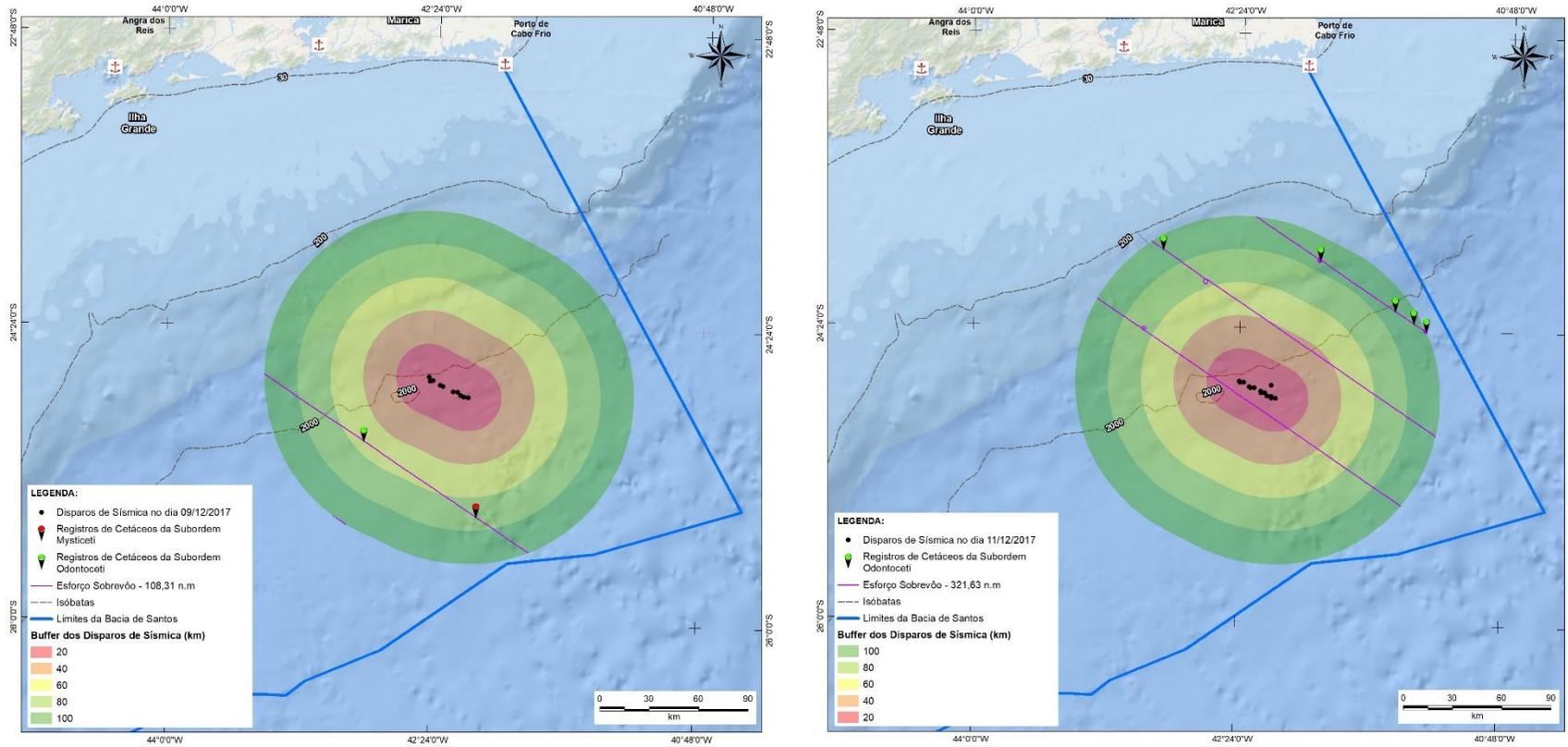


Figura V.4.3-4a: Exemplos de dias amostrados pelo PMC-BS durante a prospecção sísmica da Petrobras no Campo de Libra.

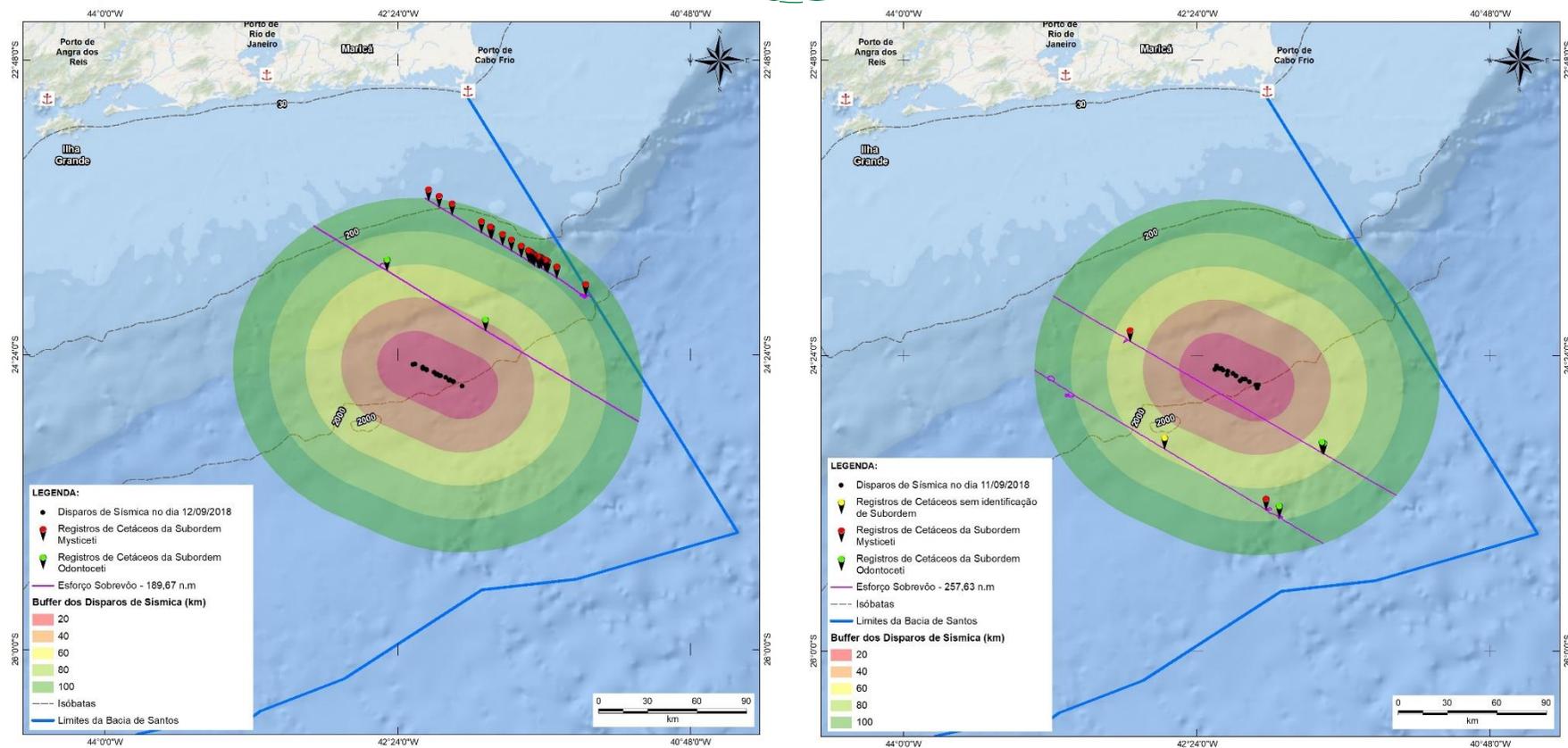


Figura V.4.3-4b: Exemplos de dias amostrados pelo PMC-BS durante a prospecção sísmica da Petrobras no Campo de Libra.

Análise dos dados

A análise dos dados foi realizada através de modelos generalizados lineares mistos (GLMM), que podem considerar a correlação entre observações ou blocos amostrais e estruturas de dados aninhadas (ZUUR et al., 2009). A distribuição dos erros selecionada foi a distribuição *Poisson*, que se aplica para contagens, não assume valores negativos e tem a média igual à variância. Estes modelos consideram diferentes efeitos fixos e aleatórios em variáveis resposta. Os efeitos fixos são aqueles cuja magnitude e direção do efeito se deseja estimar; enquanto os efeitos aleatórios são ruídos/variação que se deseja excluir. Estas variáveis respostas variam de forma linear em função de uma ou mais variáveis explanatórias (fixas). Os modelos foram construídos usando o pacote 'lme4' (BATES et al., 2015) e todas as análises e gráficos foram elaboradas usando o programa R (R CORE TEAM, 2021).

As variáveis resposta foram os números de detecções de mysticetos ou odontocetos observados corrigidos pelo esforço amostral. O esforço foi inserido como um termo *offset* no modelo, após a constatação preliminar de que o modelo com termo *offset* se ajustou melhor aos dados do que um modelo com esforço como variável explanatória. Assim, o número de detecções de cetáceos observados em cada segmento do transecto foi corrigido pelo esforço em milhas náuticas navegadas naquele segmento de transecto, funcionando como uma taxa de encontro de cetáceos.

As variáveis explanatórias consideradas foram: (1) *distância da fonte sonora* (buffer); (2) *tipo de campanha amostral*, se embarcada visual, embarcada monitoramento acústico passivo (MAP) ou sobrevoo; (3) *projeto da sísmica* (CGG, Petrobras Libra ou Petrobras Lula); (4) *estação do ano*⁴, se quente (dezembro a maio) ou se fria (junho a novembro).

Como variáveis aleatórias dos modelos, por conta das unidades amostrais estarem em blocos (dia ou campanha), foram testados modelos considerando a campanha ou o dia de coleta como efeitos aleatórios. Modelos com uma estrutura aninhada considerando tanto os efeitos aleatórios da campanha, quanto dos dias

⁴ Aqui a estação do ano baseou-se nos padrões de temperatura da água, mas também na reconhecida presença dos mysticetos migratórios no inverno e maior parte da primavera.

de amostragem, não foram testados neste momento, pois os GLMM são modelos que demandam um conjunto robusto de dados para boas estimativas. Foram comparados modelos simples com efeitos aleatórios no dia ou na campanha e, baseando-se no melhor ajuste dos modelos aos dados, optou-se então por modelos com efeitos aleatórios no dia nesta presente análise piloto.

Foram gerados dois conjuntos de modelos, um para misticetos e outro para odontocetos considerando diferentes combinações de variáveis explanatórias. Optou-se por partir do modelo nulo e ir adicionando as variáveis exploratórias uma a uma, preconizando a simplicidade dos modelos. O melhor modelo foi escolhido com base no menor valor do Critério de Informação de Akaike (AICc) (BURNHAM; ANDERSON, 2002). O AICc considera o bom ajuste do modelo aos dados e penaliza pelo número de parâmetros no modelo (princípio da parcimônia). A diferença no AIC do melhor modelo ($\Delta AIC = 0$) para os outros modelos, que constitui o Delta AIC, determina quais modelos são mais plausíveis. Um Delta AIC de até dois indica os modelos que devem ser considerados como os melhores ou mais plausíveis. O peso AICc pode ser interpretado, *grosso modo*, como uma probabilidade daquele ser o melhor modelo dentre o conjunto de modelos avaliados.

A validação dos modelos foi realizada com o auxílio do pacote ‘Dharma’ do R (HARTIG, 2022). Para verificar o bom ajuste do modelo aos dados foi avaliado o gráfico de Quantil-Quantil (*QQ-plot*) e realizados testes disponíveis no pacote Dharma para avaliar a presença de valores extremos (*outliers*) e sobredispersão (excesso de variação não prevista pela distribuição). A plotagem dos gráficos dos resíduos do modelo *versus* valores preditos também foi realizada para os melhores modelos usando os gráficos diagnósticos presentes no pacote ‘Dharma’, incluindo ferramentas de simulação de resíduos.

Resultados

Para esta análise piloto com três projetos de sísmica foram utilizados 23 dias de amostragem em 10 campanhas do PMC-BS (cinco Campanhas de Avistagem Embarcada e MAP e cinco Campanhas de Avistagem Aérea), quando foram percorridas 3.094,8 milhas náuticas em esforço dentro dos *buffers* de análise, de até 100 km de distância da fonte de ruído (**Tabela V.4.3-5**).

Tabela V.4.3-5: Resumo das detecções de cetáceos e esforço amostral do PMC-BS durante três projetos de sísmica realizados na Bacia de Santos.

Projeto	Campanhas PMC-BS	Dias	Esforço nos buffers de análise (mn)	Detecções Mysticetos	Detecções Odontocetos
CGG	4	5	788,6	2	9
Lula	2	3	493,6	3	9
Libra	5	15	1.812,6	36	63
Total	10	23	3.094,8	41	81

Modelagem para mysticetos

Foram construídos nove modelos para as contagens de detecções de mysticetos ao longo das linhas de transecção (**Tabela V.4.3-6**). O melhor modelo prevê maiores taxas de avistagem de mysticetos nas estações mais frias do ano e em regiões mais afastadas da fonte sísmicas, conforme **Figura V.4.3-5**. As análises gráficas de desvios residuais mostraram um bom ajuste do modelo aos dados, ausência de sobredispersão, valores extremos e inflação de zeros.

Tabela V.4.3-6: Modelos Generalizados Lineares Mistos (GLMM) para a taxa de encontro de mysticetos nas áreas de entorno de atividades de prospecção sísmica na Bacia de Santos.

Modelo	K	AICc	Delta AICc	Peso AICc
Estação + Buffer	4	193,94	0,00	0,68
Estação + Buffer + Tipo	5	195,90	1,96	0,26
Estação	3	200,43	6,49	0,03
Estação + Projeto	5	201,79	7,85	0,01
Estação + Tipo	4	202,36	8,42	0,01
Buffer	3	202,67	8,73	0,01
Nulo	2	208,68	14,74	0,00
Tipo	3	209,33	15,40	0,00
Projeto	4	210,88	16,94	0,00

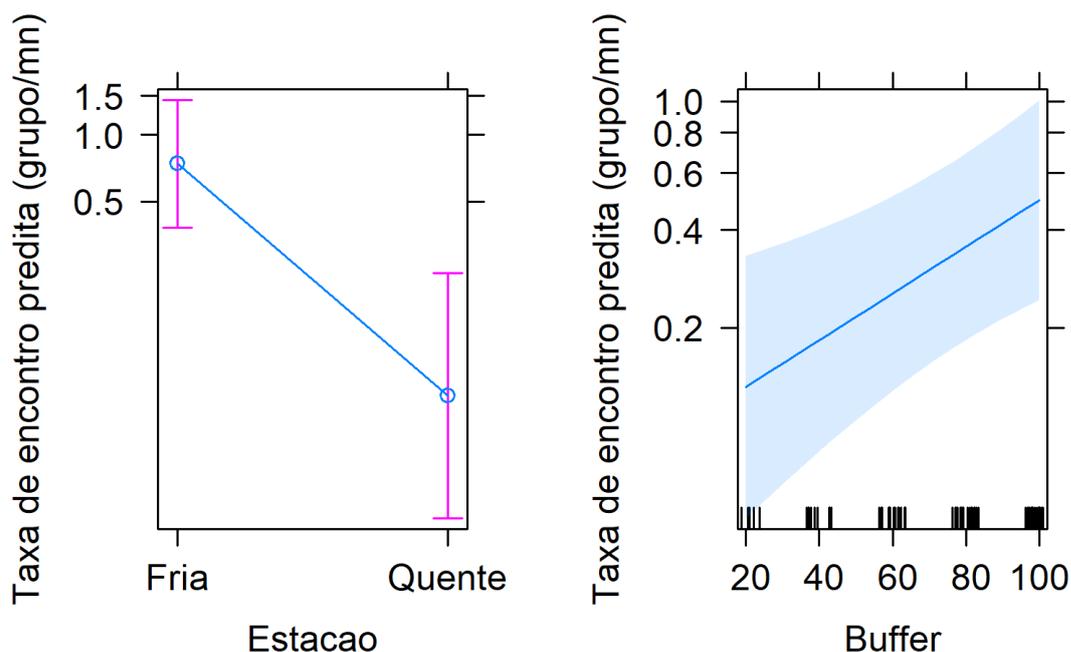


Figura V.4.3-5: Taxas de encontro de misticetos preditas pelo melhor GLMM no entorno de atividades sísmicas na Bacia de Santos. Buffer medido em quilômetros de distância do navio sísmico.

Modelagem para odontocetos

Foram construídos nove modelos para as contagens das detecções de odontocetos ao longo das linhas de transecção (**Tabela V.4.3-7**). O melhor modelo levou em consideração o tipo de campanha, e prevê um maior número de grupos de odontocetos detectados acusticamente pelo monitoramento acústico passivo, seguido dos sobrevoos e avistagem embarcada (**Figura V.4.3-6**). Os testes e gráficos diagnósticos não indicaram nenhum problema com o modelo, como a presença de valores extremos, excesso de zeros e sobredispersão.

Tabela V.4.3-7: Modelos Generalizados Lineares Mistos (GLMM) para a taxa de encontro de odontocetos nas áreas de entorno de atividades de prospecção sísmica na Bacia de Santos.

Modelo	K	AICc	Delta AICc	Peso AICc
Tipo	4	204,13	0,00	0,49
Tipo + Buffer	5	206,29	2,16	0,17
Tipo + Estação	5	206,30	2,17	0,17
Tipo + Estação + Buffer	6	208,50	4,37	0,06
Tipo + Projeto + Buffer	7	208,92	4,79	0,04
Nulo	2	209,46	5,33	0,03
Estação	3	210,63	6,51	0,02
Buffer	3	211,57	7,44	0,01
Projeto	4	212,62	8,49	0,01

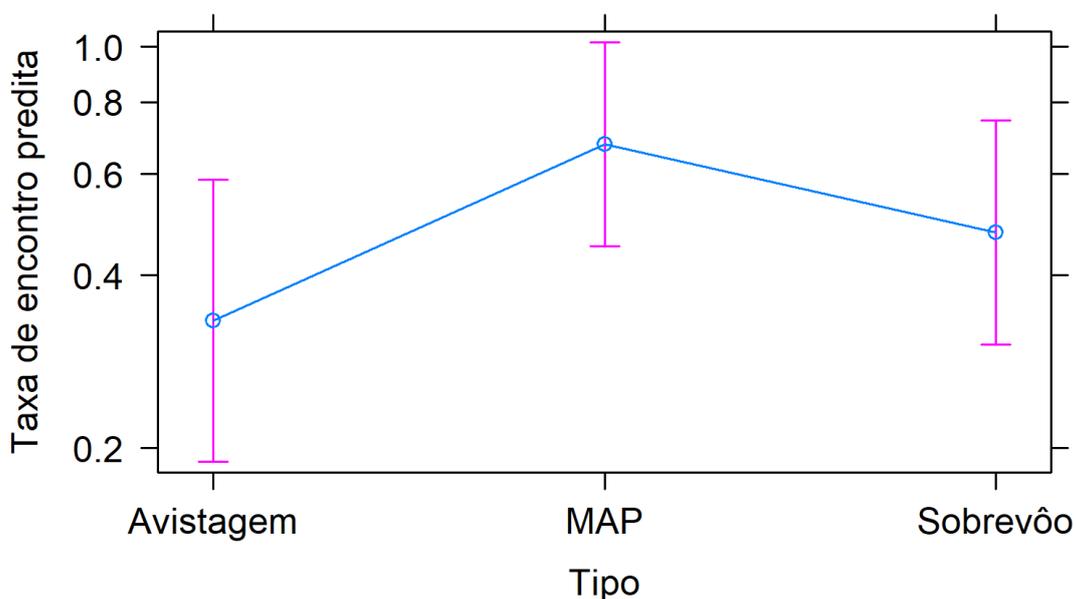


Figura V.4.3-6: Taxas de encontro de odontocetos preditas pelo melhor GLMM no entorno de atividades sísmicas na Bacia de Santos.

Discussão

A análise piloto apresentada aqui mostrou que a abordagem utilizada de estratificação dos dados e a modelagem estatística foram adequadas, mesmo com os dados ainda incompletos e sem uma validação mais minuciosa a respeito da incerteza na determinação da distância da fonte sísmica, pois temos, na análise, dois alvos em constante movimento. Esta validação consiste na mensuração em uma resolução hora-a-hora da distância entre a fonte sísmica e as detecções de cetáceos. Além disso, outras fontes de incerteza podem ser incorporadas nas análises em desenvolvimento no Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS. As análises apresentadas aqui são preliminares e não devem ser consideradas conclusivas. Mas apontam para algumas abordagens para processamento dos dados e modelagem estatística, além de suscitar diferentes hipóteses a serem exploradas no futuro com mais dados e análises consolidadas.

Para os odontocetos, o tipo de campanha amostral foi a variável que teve maior poder explicativo. A maior taxa de detecção de grupos e maior alcance das detecções acústicas de odontocetos em relação à avistagem embarcada já foi relatada (DALPAZ et al., 2021). Entretanto, por ter maior alcance e uma ambiguidade em relação ao posicionamento exato do grupo nos dois bordos (bombordo ou boreste), o posicionamento dos animais usando o monitoramento acústico ainda possui incertezas significativas. Desta forma, futuras análises poderão ser realizadas de forma separada para detecções visuais em plataformas embarcadas e sobrevoos ou para detecções acústicas. A separação de diferentes tipos de plataforma amostral visa eliminar vieses amostrais inerentes de cada técnica.

Para os mysticetos, o melhor modelo levou em consideração a sazonalidade típica do grupo por conta das migrações, com maior taxa de detecções em estações mais frias. O modelo também considerou uma maior taxa de detecções de mysticetos em regiões mais distantes da fonte de disparos sísmicos. Entretanto, dado o ainda baixo número amostral, temos que considerar que estes resultados podem ter sido afetados por uma eventualidade amostral, como a que ocorreu no dia 12/08/2018 (ver canto inferior direito na **Figura V.4.3-4**), quando um número alto de detecções de baleias foi observado em uma longa linha de transecção na faixa de distância mais afastada da fonte de disparos sísmicos. Para as próximas

rodadas de análises com mais dados, será adicionado um critério de admissão na modelagem, como a linha cruzar gradientes de distância da fonte sísmica.

Embora ainda haja necessidade de muitos estudos com foco em reações de cetáceos às atividades sísmicas, uma reação esperada dos cetáceos é o afastamento das proximidades da fonte de ruído. Existem diversas reações documentadas de afastamento e mudanças comportamentais de mysticetos na faixa de até 10 km da fonte, desde níveis recebidos a partir de aproximadamente 150 dB, e possivelmente reações a maiores distâncias também (RICHARDSON et al., 1995; GORDON et al., 2003).

Uma das incertezas observadas para a análise é a atribuição de uma distância precisa entre os grupos de cetáceos detectados e a fonte sísmica, pois são três objetos em movimento constante (embarcação de pesquisa, grupo de cetáceo e navio sísmico), dificultando a determinação da distância da fonte sonora. Por ser uma potencial e importante fonte de erro, os dados de distância da fonte ainda serão validados, calibrando-os com as distâncias entre os grupos de cetáceos detectados e a embarcação de pesquisa e a distâncias entre esta e a fonte sísmica, no mesmo momento. Discrepâncias da atribuição de classe da distância entre as avistagens de cetáceos e a fonte de disparos sísmicos eventualmente podem exigir novos refinamentos para a consolidação das análises.

Por ser uma análise ainda em desenvolvimento, identificaram-se ao longo do processo diversas melhorias que serão implementadas no decorrer do próximo ano e apresentadas no próximo Relatório Anual do PMC-BS e do Cluster BS. Com a inclusão de novos projetos de sísmica na análise, o maior conjunto de dados permitirá incluir outras variáveis explanatórias nos modelos, como o estado do mar na escala Beaufort, o mês do ano, o tempo decorrido desde o início do projeto de sísmica, dentre outras.

V.4.3.2 Sobrevoos antes e durante a sísmica no Campo de Iracema

Em geral, as atividades de pesquisa sísmica são de curta duração: cerca de 6 meses a 1 ano. Entretanto, podemos ter diversas atividades simultâneas ou sequenciais em uma região, como a Bacia de Santos, de modo que, amostragens

oportunistas e eventuais, como as analisadas no item anterior, podem estar sujeitas a fatores como a sazonalidade e ao comportamento dos animais, que podem ter desenvolvido tolerância, habituação ou sensibilização como resposta às atividades antropogênicas recorrentes. O desenho amostral proposto para o Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS, então, foi isolar potenciais efeitos sazonais, agrupando as campanhas de avistagem aérea em um período relativamente curto. Os efeitos potenciais da exposição prolongada ou repetida sobre o comportamento foram minimizados realizando uma réplica da campanha nos primeiros dias da pesquisa sísmica. Assim, a 13ª Campanha de Avistagem Aérea do PMC-BS, a primeira do Ciclo de Médio Prazo, monitorou o Campo de Iracema e seu entorno em duas etapas: uma antes e outra durante as atividades de pesquisa sísmica naquele polígono.

Material & Métodos

Os dados foram coletados seguindo o método de transecções lineares com amostragem de distâncias (BUCKLAND et al., 2001), conforme previsto no Procedimento Operacional para coleta de dados visuais em campanha embarcada (ver **Anexo III-2 – Volume II**) e no Projeto Executivo para o Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS (PETROBRAS, 2020b). A distância perpendicular de cada grupo detectado em relação à linha de transecção – utilizada para modelar a curva de detecção – foi obtida quando o grupo estava perpendicular à aeronave. O ângulo vertical foi medido utilizando um clinômetro, e a distância perpendicular foi estimada considerando a altura de sobrevoos da aeronave.

Uma vantagem das campanhas de avistagem aérea é a configuração de observadores independentes, que permite corrigir o viés de percepção, ou a detecção imperfeita causada pela falha do observador em detectar um grupo. Em cada bordo da aeronave, dois observadores realizam o esforço de busca por cetáceos e o registro dos grupos avistados de maneira independente, sem qualquer contato entre eles. Dessa forma, é necessário que as avistagens coincidentes entre observadores do mesmo bordo sejam identificadas, a fim de serem contabilizadas uma única vez na análise dos dados, evitando assim inflar as estimativas. A identificação das avistagens coincidentes é feita após a digitação dos dados coletados. Para determinar uma avistagem coincidente, os observadores do

mesmo bordo conferem os seguintes critérios: (1) horário da avistagem (a diferença entre registros não deve ultrapassar 10 segundos); (2) ângulo vertical (a diferença entre registros não deve ultrapassar 10 graus); e (3) coerência de identificação taxonômica entre observadores, tamanho e comportamento do grupo.

Considerando a grande velocidade da aeronave e o viés de percepção, nas campanhas de avistagem aérea não é possível garantir que a detecção seja perfeita na linha de transecção. Assim, utilizou-se uma abordagem analítica que combina modelos de amostragem de distância e modelos de marcação-recaptura (*Mark-Recapture Distance Sampling* - MRDS). Esta é uma abordagem amplamente usada para estimar densidade e abundância quando não é possível cumprir essa premissa da abordagem convencional, ou seja, a probabilidade de detecção na distância zero é menor do que um. Esta abordagem permite estimar a probabilidade de detecção na linha e incorporá-la na probabilidade de detecção geral, resultando em melhores estimativas de densidade e abundância.

Como os dados coletados na 13ª Campanha de Avistagem Aérea, a primeira do Ciclo de Médio Prazo, o número de detecções não seriam o suficiente para modelar o processo de detecção dos grupos de cetáceos que ocorrem nas áreas de pesquisa sísmica, foi realizado um filtro dos dados coletados no Ciclo de Curto Prazo e os dados selecionados foram incorporados à análise. Esta seleção nos dados coletados no Ciclo de Curto Prazo consistiu em: (1) usar somente as campanhas realizadas a 750 pés, mesma altitude da 13ª campanha; e (2) estratificar espacialmente os dados coletados na região onde ocorre a pesquisa sísmica, ou seja, região oceânica e talude da porção norte da Bacia de Santos.

Após a organização dos dados, foram construídos modelos de detecção com os dados de distância perpendicular das detecções usando o programa *Distance* (THOMAS et al., 2010). Antes da modelagem, as observações mais distantes foram eliminadas (truncagem de dados), de acordo com a inspeção dos histogramas de distâncias das detecções. As observações com distâncias menores que 71 metros (visíveis somente ao observador da janela bolha) também foram eliminadas.

Testaram-se modelos com duas funções básicas de detecção (curva meia-normal e curva taxa-de-risco), além de fatores que podem afetar a detecção dos cetáceos (distância perpendicular, tamanho de grupo e posição do observador). O

melhor modelo foi escolhido com base no menor valor de AIC – Critério de Informação de Akaike (BURNHAM; ANDERSON, 2002).

Resultados

Os resultados da 13ª Campanha de Avistagem Aérea, que monitorou a ocorrência e distribuição dos cetáceos antes (etapa 1) e durante a atividade de pesquisa sísmica (etapa 2) no campo de Iracema e seu entorno, estão sumarizados na **Tabela V.4.3-8** e **Tabela V.4.3-9**. Importante lembrar que as fontes sísmicas estavam operando (Status “ON”) durante a amostragem na campanha aérea do período “Durante” (etapa 2). O número de detecções de cetáceos foi o mesmo nas duas etapas, porém o número total de indivíduos, e consequentemente a taxa de encontro, foram cerca de três vezes maiores na etapa 1, pré-sísmica, do que na etapa 2, durante a sísmica. A distribuição das detecções de cetáceos registradas nas etapas 1 e 2 da 13ª campanha de Avistagem Aérea está ilustrada nas **Figuras V.4.3-7** e **V.4.3-8**, respectivamente.

Tabela V.4.3-8: *Resumo das detecções de cetáceos realizadas no entorno do campo de Iracema durante as etapas 1 (pré-sísmica) e 2 (durante a sísmica) da 13ª campanha de Avistagem Aérea do PMC-BS.*

Indicador	Etapa 1	Etapa 2
Número de detecções	15	15
Total de indivíduos	223	73
Tamanho de grupo (média e variação)	15 (1 – 80)	5 (1 – 20)
Taxa de encontro (indivíduos/km)	0,093	0,030
Esforço amostral (km)	3.122,6	3.416,2

Tabela V.4.3-9: Tamanho de grupo e distância perpendicular das detecções de cetáceos feitas ao longo das linhas de transecção durante a 13ª Campanha de Avistagem Aérea do PMC-BS.

Data	Etapa	Identificação	Tamanho de grupo	Distância da linha (m)
28/11/2021	1	ODONTOCETI Delphinidae	80	178,6
28/11/2021	1	ODONTOCETI Delphinidae	20	160,1
28/11/2021	1	ODONTOCETI Delphinidae	10	178,6
28/11/2021	1	ODONTOCETI Delphinidae	20	395,9
29/11/2021	1	ODONTOCETI Delphinidae	20	20,0
29/11/2021	1	MYSTICETI Balaenopteridae Balaenoptera	1	272,4
29/11/2021	1	ODONTOCETI	3	40,3
29/11/2021	1	ODONTOCETI Delphinidae	2	132,0
29/11/2021	1	ODONTOCETI	1	191,8
29/11/2021	1	ODONTOCETI Delphinidae	8	48,6
29/11/2021	1	ODONTOCETI	1	148,5
01/12/2021	1	ODONTOCETI	2	191,8
01/12/2021	1	ODONTOCETI Delphinidae	30	213,2
01/12/2021	1	ODONTOCETI Delphinidae	5	213,2
01/12/2021	1	ODONTOCETI Delphinidae	20	272,4
27/12/2021	2	Cetáceo Não Identificado	2	205,8
27/12/2021	2	ODONTOCETI Delphinidae <i>Grampus griseus</i>	6	83,2
28/12/2021	2	ODONTOCETI Delphinidae	2	253,9
28/12/2021	2	ODONTOCETI Delphinidae	3	292,6
28/12/2021	2	ODONTOCETI Delphinidae	1	380,5
28/12/2021	2	ODONTOCETI Delphinidae	15	83,2
28/12/2021	2	Cetáceo Não Identificado	2	0,0
28/12/2021	2	ODONTOCETI	4	326,5
28/12/2021	2	ODONTOCETI Delphinidae	5	121,5
28/12/2021	2	ODONTOCETI	4	236,7
28/12/2021	2	ODONTOCETI Delphinidae <i>Grampus griseus</i>	4	191,8
28/12/2021	2	ODONTOCETI	1	191,8
29/12/2021	2	ODONTOCETI Delphinidae	20	132,0
29/12/2021	2	ODONTOCETI Delphinidae <i>Grampus griseus</i>	2	205,8
29/12/2021	2	ODONTOCETI	2	326,5

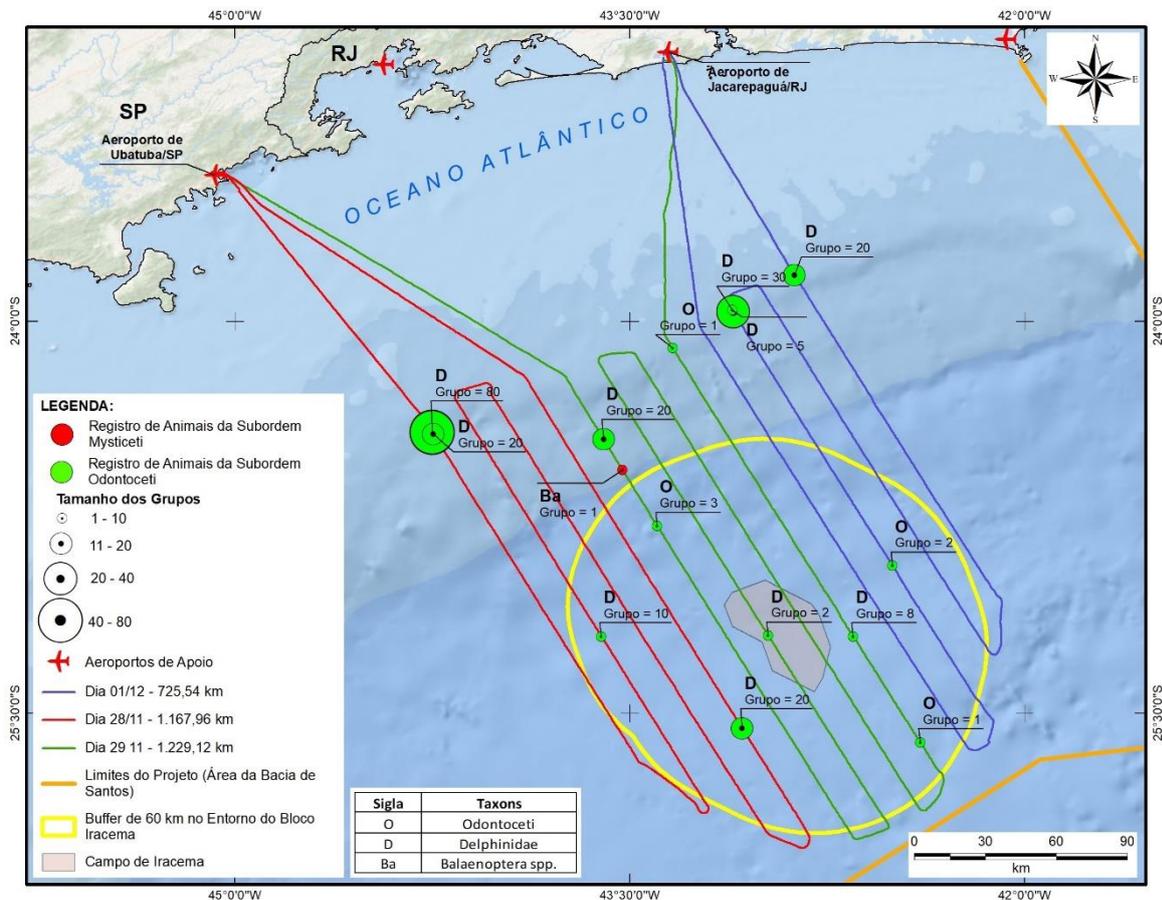


Figura V.4.3-7: Distribuição das detecções de cetáceos registradas no entorno do campo de Iracema durante a etapa 1 (pré-sísmica) da 13ª campanha de Avistagem Aérea do PMC-BS.

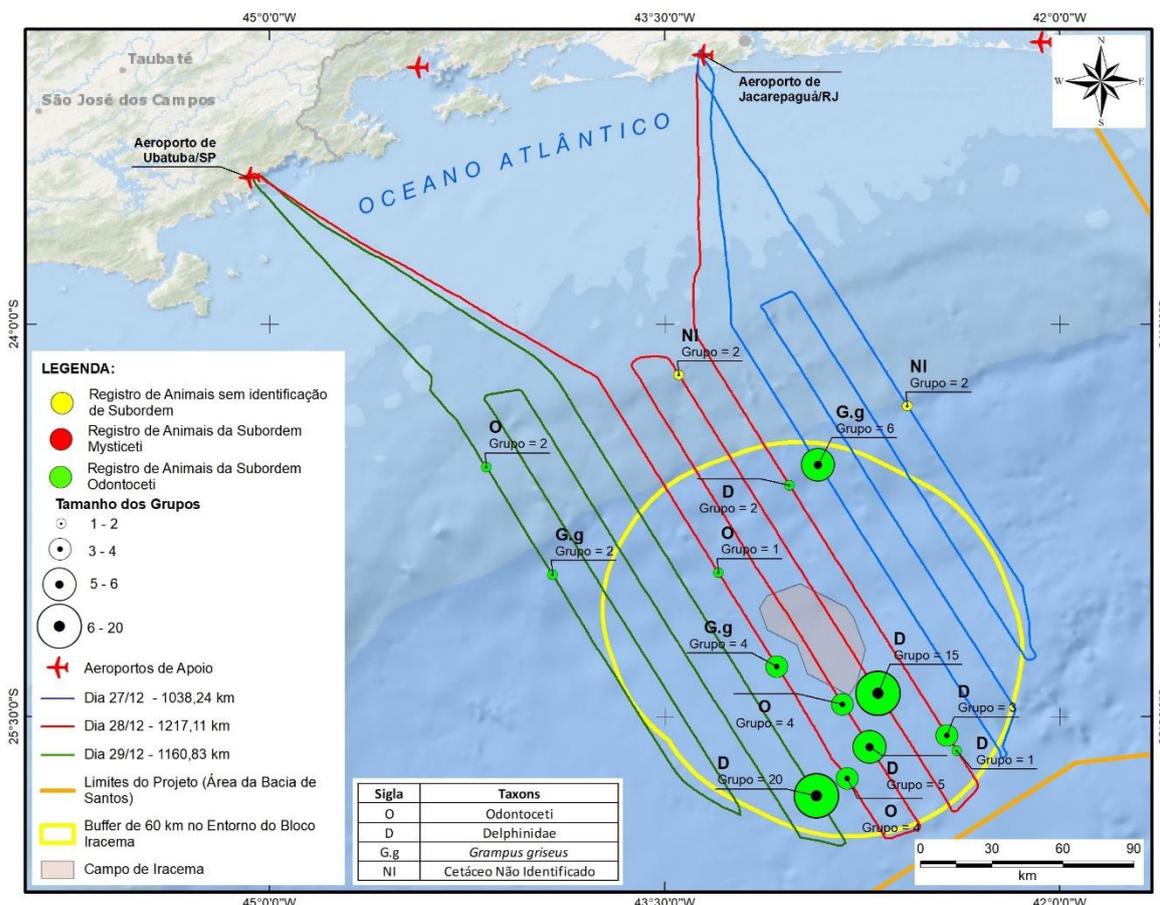


Figura V.4.3-8: Distribuição das detecções de cetáceos registradas no entorno do campo de Iracema durante a etapa 2 (durante a sísmica) da 13ª campanha de Avistagem Aérea do PMC-BS.

Para a modelagem do processo de detecção dos grupos de cetáceos que ocorrem nas áreas de pesquisa sísmica, foram analisados dados coletados nas campanhas 9 a 13 (com altitude de sobrevoos de 750 pés) ao longo de 108 linhas de transecção, divididas entre região oceânica e talude da porção norte da Bacia de Santos, que somaram 12.406,82 km de esforço de procura por cetáceos na área de atividade de pesquisa sísmica. No total, foram avistados 102 grupos de cetáceos.

Todas as observações com distâncias menores que 71 metros (início da sobreposição entre os observadores das janelas bolha e plana) e maiores que 400 metros da linha de transecção foram eliminadas, restando 66 observações. Foram considerados cinco modelos para a curva de detecção de cetáceos da área de pesquisa sísmica na Bacia de Santos (**Tabela V.4.3-10**).

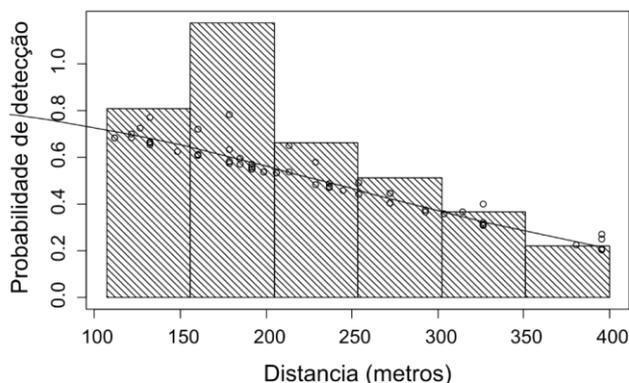
Os valores de AIC indicaram que três modelos MRDS suportaram bem os dados (Delta AIC < 2): os modelos de amostragem de distâncias com a função meia-normal sem variáveis explanatórias; e modelos marcação-recaptura com as diferentes covariáveis. Estes três modelos geraram estimativas bastante semelhantes. Como não é possível fazer uma média dos modelos MRDS, aqui estão apresentados os resultados do modelo com Delta AIC = 0: modelo amostragem de distâncias com a função meia-normal sem variáveis explanatórias e modelo marcação-recaptura com as covariáveis distância e tamanho de grupo (**Figura V.4.3-9**). A probabilidade de detecção na linha, combinada para os dois observadores, foi estimada em 0,962 (EP = 0,048; CV = 0,050). A densidade de cetáceos na etapa 1 da 13ª Campanha de Avistagem Aérea (pré-sísmica) foi estimada em 0,148 indivíduos/km² (CV = 0,63; IC 95% = 0,045 – 0,488), enquanto na etapa 2 (durante a sísmica) foi de 0,044 indivíduos/km² (CV = 0,46; IC 95% = 0,018 – 0,107). A abundância de cetáceos na etapa 1 da 13ª Campanha de Avistagem Aérea (pré-sísmica) foi estimada em 4.596 indivíduos (CV = 0,63; IC 95% = 1.392 - 15.169), cerca de três vezes maior do que na etapa 2 (durante a sísmica), estimada em 1.362 indivíduos (CV = 0,46; IC 95% = 555 – 3.338).

Tabela V.4.3-10: Modelos de detecção para cetáceos na região oceânica e talude da porção norte da Bacia de Santos—área de pesquisa sísmica—ordenados pelo menor valor de AIC (Critério de Informação de Akaike). MR = modelo de marcação-recaptura.

Modelo	Delta AIC	AIC
Nulo (meia normal); MR Distância + Tamanho	0,00	879,04
Nulo (meia normal); MR Distância	0,95	879,99
Nulo (meia normal); MR Observador	1,25	880,28
Tamanho (meia normal); MR Distância	2,09	881,13
Nulo (taxa de risco); MR Distância	9,15	888,18

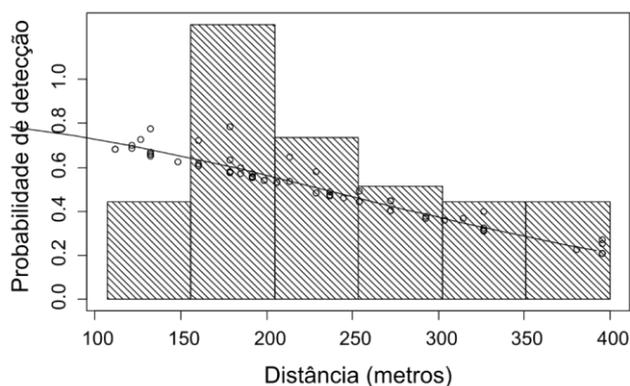
a)

Detecções Observador 1



b)

Detecções Observador 2



c)

Todas as detecções

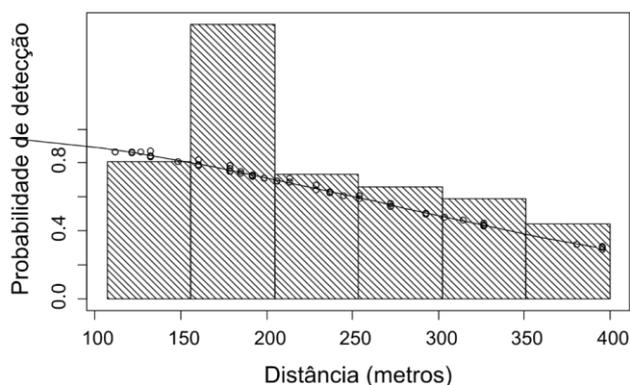


Figura V.4.3-9: Curva de detecção de cetáceos (o histograma representa as distâncias perpendiculares observadas) nas Campanhas de Avistagem Aérea no do PMC-BS, na região oceânica e talude da porção norte da Bacia de Santos—área de pesquisa sísmica. Pontos (círculos) indicam a probabilidade de detecção para cada avistagem, dada a sua distância perpendicular. (a) Detecções do observador 1 (janela bolha); (b) Detecções do observador 2 (janela plana); e (c) Todas as detecções.

Discussão

A campanha de avistagem aérea realizada em duas réplicas no entorno do Campo de Iracema antes e durante uma atividade de prospecção sísmica trouxe resultados incipientes e preliminares para qualquer conclusão sobre efeitos da sísmica. O desenho amostral trouxe as métricas esperadas (densidade populacional e distribuição) em dois momentos distintos, de ausência e presença de uma fonte sísmica localizada no centro da área de estudo.

Para as estimativas de densidade de cetáceos foi fundamental a utilização dos dados pretéritos coletados em campanhas de avistagem embarcada do Ciclo de Curto Prazo, permitindo a construção das curvas de detecção. Estes modelos de detecção podem ser alimentados com novos dados e usados para a estimativa dos parâmetros demográficos, resultando em estimativas mais robustas. Entretanto, a precisão das estimativas ainda está pequena, com intervalos de confiança muito grandes e coeficientes de variação maiores que 40%. É necessário observar como os erros das estimativas irão se comportar com a adição de novos dados, para avaliar se será possível manter o atual esforço amostral ou se seria necessário adensar a malha amostral para produzir estimativas mais precisas.

As duas etapas da campanha foram realizadas em condições boas de visibilidade, vento fraco e baixa agitação marítima. Mais de 90% dos animais eram odontocetos, especialmente delfinídeos. O monitoramento revelou um número consideravelmente menor de animais na região após o início dos disparos da pesquisa sísmica. O número de detecções de grupos foi igual entre os períodos, mas os tamanhos de grupo foram consideravelmente menores na etapa da sísmica ($Média_{antes} = 15$ e $Média_{depois} = 5$), mesmo eliminando valores extremos (*outliers*). Essa diferença observada na densidade dos animais deverá ser interpretada com base em maior n amostral.

Esta foi a primeira campanha de Avistagem Aérea realizada com objetivo de avaliar possíveis impactos da atividade sísmica na ocorrência e distribuição dos cetáceos. Portanto, replicar este desenho amostral em outros locais com atividade de pesquisa sísmica é de suma importância e está previsto para acontecer nos próximos anos do Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS. Com uma amostra maior, poderemos tirar conclusões mais consistentes em relação a possíveis efeitos da atividade sísmica nos cetáceos.

V.4.4 Processamento dos dados do PMPAS-BS

O Projeto de Monitoramento da Paisagem Acústica Submarina da Bacia de Santos (PMPAS-BS), assim como o PMC-BS, é executado para atender a demanda dos processos de licenciamento ambiental da PETROBRAS na Bacia de Santos. O objetivo do PMPAS-BS é a caracterização da paisagem acústica submarina e o monitoramento do nível de ruído submarino na Bacia de Santos, incluindo regiões costeiras, rotas de navegação, áreas de exploração e produção da PETROBRAS, assim como áreas controle. O projeto avalia ruídos antropogênicos por meio de medições acústicas usando equipamentos fixos (observatórios submarinos e linhas de fundeio instrumentadas) e móveis (veículo submarino autônomo do tipo *glider* – **Figura V.4.4-1**, e perfilador acústico de livre deriva).

Outro objetivo do PMPAS-BS é subsidiar estudos e pesquisas sobre a biota marinha e possíveis impactos provenientes das atividades de exploração e produção de óleo e gás da PETROBRAS na região. Assim, um esforço de interação entre os projetos PMC-BS e PMPAS-BS tem sido realizado no sentido de aplicar os dados modelados dos níveis de ruído subaquático na paisagem acústica nas análises de uso de habitat e distribuição de cetáceos conduzidos pelo PMC-BS (ver mais informações e resultados na sessão **V.2.3. Modelagem de habitat considerando interferências antrópicas**), bem como na complementação de dados para estudos da bioacústica das espécies, possibilitando a sua detecção e classificação a partir das diferentes plataformas de pesquisas acústicas.

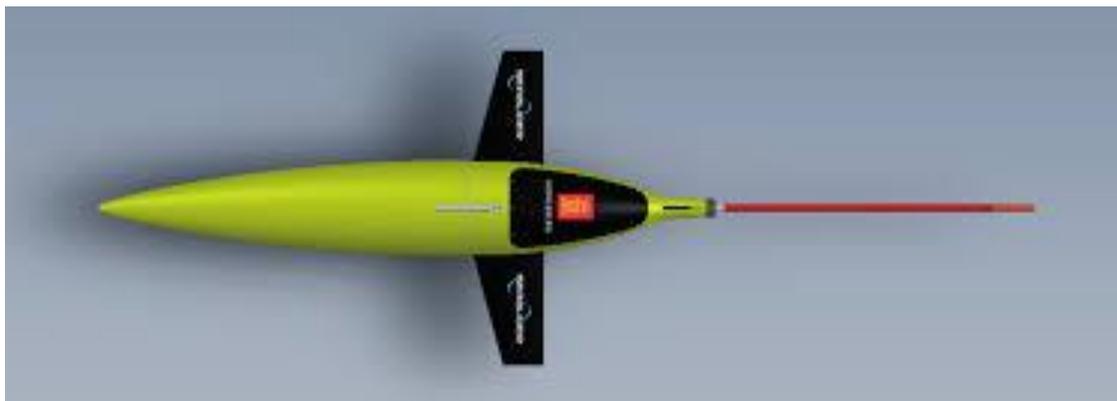


Figura V.4.4-1: Dispositivo de navegação autônoma equipado com um gravador acústico (Sea glider - Kongsberg.com) utilizado pelo PMPAS-BS para a obtenção do presente conjunto de dados.

A presente sessão do relatório apresenta os avanços no processamento de dados e análises de bioacústica e detecção de cetáceos a partir dos dados disponibilizados pelo PMPAS-BS. As análises foram direcionadas principalmente para a identificação de sinais acústicos de mysticetos, uma vez que nos dados do PMC-BS não é possível fazer detecções da maior parte das vocalizações deste táxon, que acabam sendo mascarados pelo ruído da embarcação utilizada durante as coletas nas campanhas de Avistagem Embarcada e MAP.

Os dados fornecidos pelo PMPAS-BS para o PMC-BS incluem três instrumentações que captam e armazenam os dados de áudio: observatórios submarinos localizados na Baía de Guanabara, Baía de Ilha Grande, Canal de São Sebastião e Ilhas Cagarras; linhas de fundeio instrumentadas (LFI) com dados coletados a 50, 200 e 900 m de profundidade em áreas oceânicas; e campanhas de *glider*. O maior volume de dados analisados até o presente é proveniente do glider. No caso dos OS e LFIs, as análises foram feitas de forma exploratória, com intuito de se avaliar as potencialidades de utilização destas plataformas de coleta de dados para o estudo dos cetáceos.

V.4.4.1 Detecções de cetáceos nos dados de gliders

Os dados acústicos coletados pelos *gliders* foram previamente processados pela equipe do PMPAS-BS utilizando o detector de assovios e gemidos (*whistles* e *moans*) do PAMGUARD. Os trechos com maior presença de sinais acústicos presumidamente de cetáceos foram identificados e foram feitos recortes de 1 minuto, que foram fornecidos para o PMC-BS para fins de validação e classificação ao menor nível taxonômico possível. Os dados foram fornecidos junto com planilhas de esforço, coordenadas geográficas e profundidade do *glider*, assim como também uma tabela com o sumário das detecções.

Neste relatório foram processados e analisados trechos de 1 minuto disponibilizados pelo PMPAS-BS até a 38ª campanha de *gliders* (dados de 2015 a 2019), sendo que para algumas campanhas houve problemas na obtenção dos dados acústicos e por isso, esse não é o número total de campanhas analisadas aqui. Os dados são provenientes de 32 campanhas (ciclos) de *gliders*, que totalizaram 1.186 dias de coleta e 16.349 km percorridos. Um total de 6.371 horas de gravação foi obtido, dos quais foram selecionadas 2.003 amostras de 1 minuto disponibilizadas para análise pelo PMC-BS. O detalhamento dos períodos amostrais e dados coletados nas campanhas de gliders pode ser observado na **Tabela V.4.4.1-1**.

Tabela V.4.4.1-1: Detalhamento do esforço amostral de coleta de dados dos gliders realizado pelo PMPAS-BS até a 38ª Campanha. A tabela mostra na última coluna o número de amostras de 1 minuto fornecidas para análise pelo PMC-BS.

Ciclo	Glider	Início	Fim	Dias de coleta	Distância percorrida (km)	Merg.	Merg. / dia	Merg com gravação	Tempo de gravação (horas)	Arquivos recebidos para análise
1º	SG618	10/11/2015	20/12/2015	39	725	331	9	187	262	38
2º	SG618	08/01/2016	02/02/2016	25	444	214	8	48	54	1
3º	SG612	02/02/2016	20/04/2016	79	1324	644	8	159	244	14
5º	SG612	07/07/2016	16/08/2016	40	468	234	6	75	186	49
6º	SG612	16/08/2016	16/09/2016	32	411	136	4	60	173	55
7º	SG612	16/09/2016	15/10/2016	30	561	126	4	58	166	75
8º	SG612	21/10/2016	20/11/2016	31	291	133	4	54	167	41
9º	SG612	20/11/2016	11/01/2017	53	613	219	4	108	312	64
10º	SG612	14/01/2017	16/02/2017	34	395	153	5	39	105	10
11º	SG569	17/02/2017	24/03/2017	36	601	262	7	76	215	22
12º	SG570	24/03/2017	30/04/2017	38	748	301	8	90	178	11
15º	SG571	03/06/2017	12/07/2017	39	548	163	4	78	232	41
16º	SG612	12/07/2017	16/08/2017	36	406	152	4	71	206	96
17º	SG612	17/08/2017	04/10/2017	49	479	202	4	101	286	205
18º	SG612	04/10/2017	28/10/2017	25	234	100	4	52	145	90
19º	SG571	29/10/2017	09/12/2017	42	520	175	4	90	255	153
20º	SG612	10/12/2017	20/01/2018	42	440	193	5	99	238	50
21º	SG612	20/01/2018	22/02/2018	33	422	160	5	99	182	30
22º	SG612	22/02/2018	05/04/2018	43	297	182	4	70	170	51
24º	SG612	22/05/2018	06/07/2018	46	444	190	4	80	266	71
25º	SG612	06/07/2018	22/07/2018	17	252	76	5	97	94	41
27º	SG657	29/08/2018	03/10/2018	36	493	335	9	87	61	49
28º	SG656	03/10/2018	14/11/2018	43	709	430	10	107	260	55
29º	SG657	13/11/2018	23/12/2018	41	573	256	7	151	121	33
30º	SG657	28/12/2018	05/01/2019	9	148	48	1	28	64	4
31º	SG657	10/02/2019	14/03/2019	33	743	303	34	72	300	14
32º	SG656	23/03/2019	01/05/2019	40	703	489	15	87	279	13
34º	SG656	29/06/2019	31/07/2019	33	413	130	4	75	339	134
35º	SG657	19/08/2019	28/08/2019	27	339	124	5	59	164	152
36º	SG656	04/09/2019	10/10/2019	37	640	238	6	99	221	245
37º	SG657	15/10/2019	30/11/2019	47	638	246	5	97	237	58
38º	SG657	02/12/2019	31/12/2019	31	328	199	6	69	192	38
			Média:	37	511	223	7	85	199	63
			Total:	1186	16349	7144	212	2722	6371	2003

Os dados foram processados através de gráficos do espectro médio de longa duração (*long-term spectral average* – LTSA) gerados para o conjunto de amostras de cada uma das campanhas de *glider*. Um LTSA é essencialmente um espectrograma que mostra períodos particularmente longos, possibilitando resumir amostras de dados acústicos coletados em longa duração, como dias ou até meses (**Figura V.4.4.1-1**). Nessa representação, diversos arquivos .wav são

representados sequencialmente e pode-se observar a variação da energia sonora ao longo do tempo, permitindo identificar com maior agilidade e precisão os períodos com a maior presença de sinais de interesse. Os LTSAs foram calculados usando resolução de tempo de 1 segundo e resolução de frequência de 1 Hz. Uma alta resolução de frequência e tempo foi usada para identificar todos os tipos de sinais presentes nos dados. O LTSA foi gerado no programa Triton (WIGGINS et al., 2010), escrito em MatLab. Os gráficos foram inspecionados visualmente por um analista experiente para a identificação e classificação manual de cada tipo de sinal detectado.

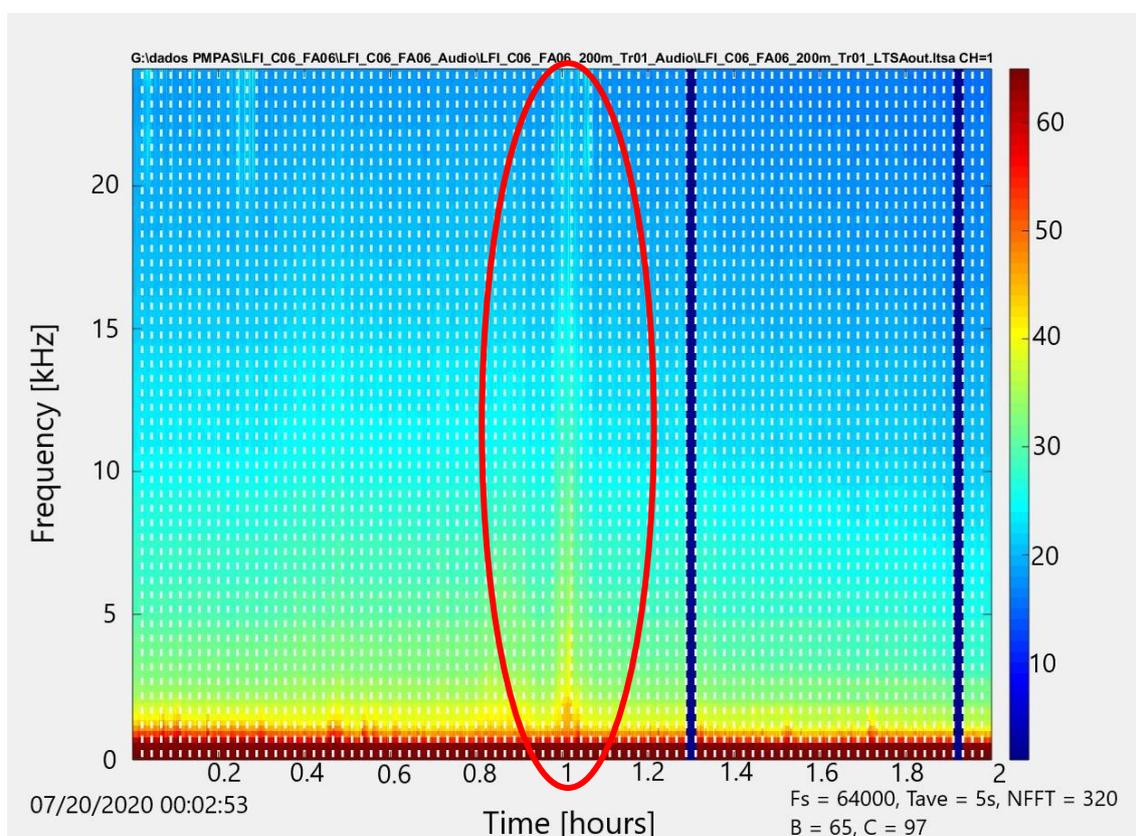


Figura V.4.4.1-1: Interface do programa Triton utilizado para a produção de gráficos do espectro médio de longa duração (long-term spectral average – LTSA) possibilitando a visualização de grandes conjuntos de dados acústicos. É possível identificar a presença de sinais de interesse por meio das manchas destacadas, que indicam uma intensidade acústica diferenciada (escala de cores) em níveis de frequência superior ao do ruído subaquático, como a área circulada em vermelho na figura. As barras verticais em azul escuro representam a divisão entre diferentes arquivos de áudio.

Para corroborar a correta detecção e classificação dos sinais acústicos e atribuí-los a uma espécie de cetáceo, foi utilizado o banco de dados acústico do PMC-BS (sonoteca) e do acervo de referência de sons bióticos e abióticos do *Ocean Acoustics Laboratory* (Alfred Wegener Institute), parceiro do PMC-BS. A validação dos sinais foi feita de forma aural e visual no programa RAVEN 1.5. por uma pessoa com experiência em detecção e classificação de sinais de cetáceos. Para a maioria dos táxons foi utilizado um método manual de detecção e classificação. No caso das vocalizações da baleia-minke-Antártica foi utilizado um detector automático. Segue o detalhamento dos procedimentos de detecção e classificação aplicados para cada táxon.

- Baleia-minke-Antártica (*Balaenoptera bonaerensis*): foi utilizado um detector customizado, baseado na identificação dos padrões de pulsos na banda de 50-450 Hz (**Figura V.4.4.1-2**) das vocalizações conhecidas como *Bio-duck* (FILUN et al., 2020).

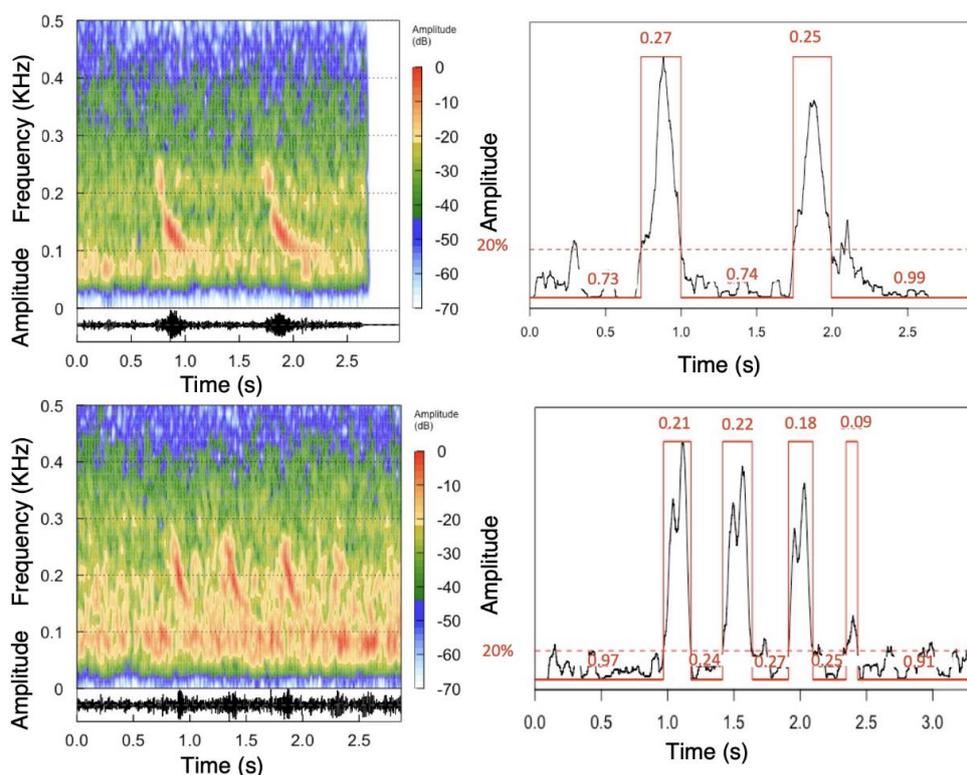


Figura V.4.4.1-2: Espectrograma representando um exemplo do algoritmo de detecção automática em sinais do tipo “Bio-duck” da baleia-minke-Antártica (*B. bonaerensis*), detectados nos arquivos de áudio de glider do PMPAS-BS.

- Baleias-fin (*B. physalus*) e Baleias-azul (*B. musculus*): estas espécies são especializadas em sons de frequência muito baixa, dentro da banda infrassônica. Foi utilizado um detector de banda de energia, na faixa de frequências entre 5 e 100 Hz. Posteriormente, foram inspecionados visualmente os eventos de maior energia para a confirmação e classificação de espécies.
- Baleia-jubarte (*M. novaeangliae*): foram feitas inspeções manuais dos espectrogramas. As características únicas dos sons da jubarte, entre 20 Hz e 24 kHz, permitiram a fácil identificação da espécie.
- Cachalote (*P. macrocephalus*): Foi feita a inspeção manual de espectrogramas para avaliar a presença de detecção de cliques de banda larga entre 10 e 30 kHz da espécie.
- Delphinidae: a classificação foi feita a partir de detecções de sons tonais, como assovios, sons pulsados explosivos, como gritos e *buzzes*, e cliques de ecolocalização.

Os dados de transectos do *glider* e da localização das detecções de diferentes táxons foram plotados em mapas, utilizando o programa MATLAB, por meio dos pacotes Mapping Toolbox (transformação de dados geográficos e geração de mapas) e Cmocean Toolbox (informação sobre isóbatas).

Resultados – Detecções e classificação de cetáceos

Registros associados aos cetáceos foram encontrados em todas as detecções acústicas pré-selecionadas pelo PMPAS-BS. Durante o processamento dos dados, diversas detecções apresentaram mais de um tipo de sinal acústico, sendo classificadas como detecções de múltiplos táxons. A espécie predominante de misticeto nas amostras foi a baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*), identificada em 876 detecções (42% do total), seguida pela baleia-minke-Antártica (*Balaenoptera bonaerensis*) com 473 registros (23%). Com um menor número de detecções aparecem a baleia-fin (*Balaenoptera physalus*) com 75 registros (4%) e a baleia-azul (*Balaenoptera musculus*) com 30 registros (1%). Entre os odontocetos, a família Delphinidae foi identificada em 592 detecções (28%) e o cachalote (*Physeter macrocephalus*) em 27 (1%) (**Figura V.4.4.1-3**).

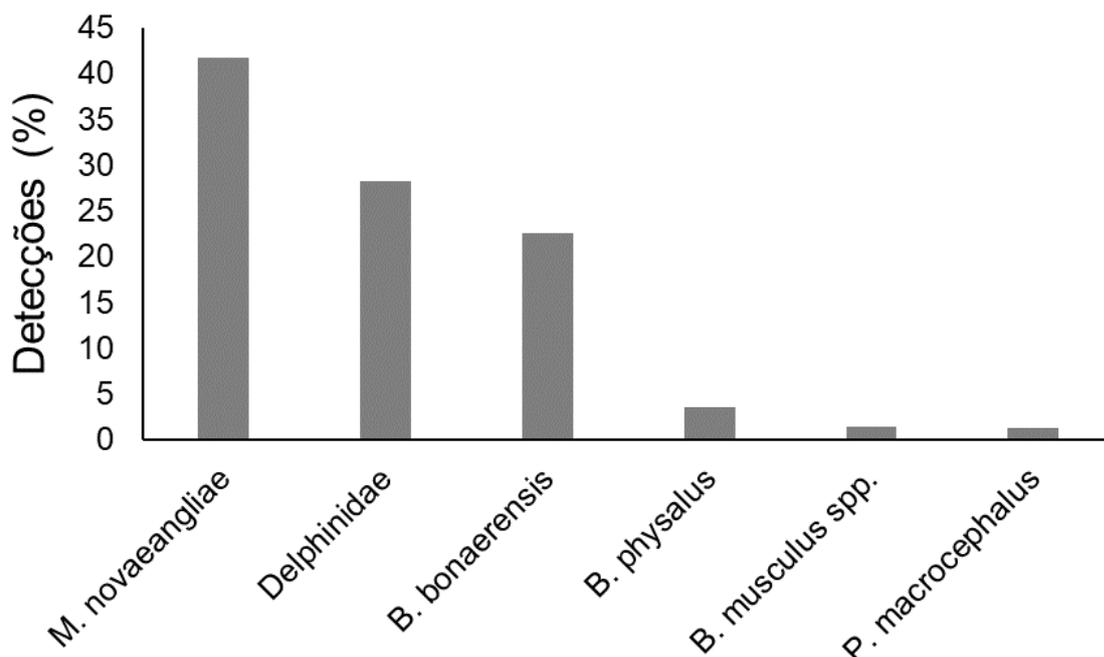


Figura V.4.4.1-3: Frequência de detecção (%) dos táxons identificados em 2.102 trechos de áudios detectados em dados de gliders, coletados pelo PMPAS-BS até a 38ª campanha.

No que se refere a caracterização dos sinais acústicos observados para as espécies, os sons identificados como pertencentes à baleia-jubarte foram caracterizados principalmente por notas isoladas e repetidas (**Figura V.4.4.1-4**), (PAYNE; MCVAY, 1971; PAYNE; PAYNE, 1985).

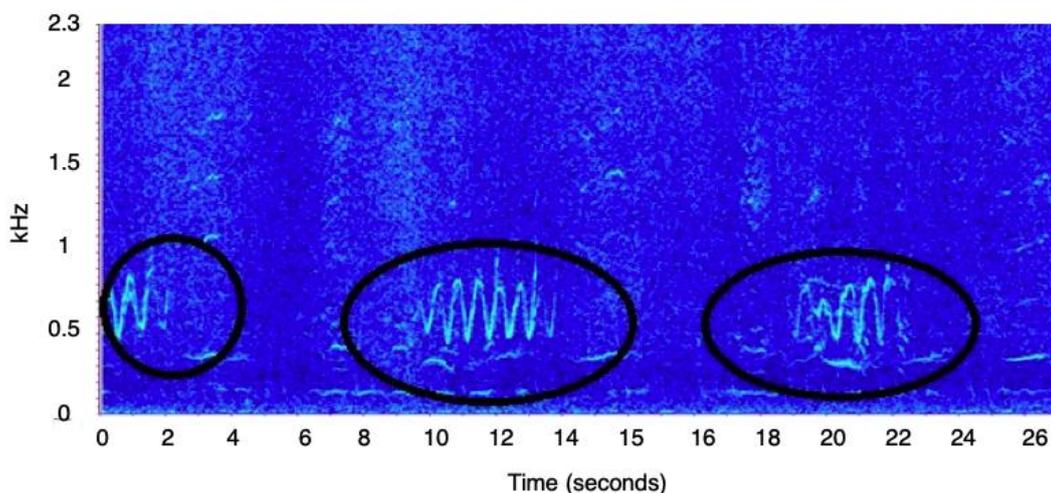


Figura V.4.4.1-4: Sequência de notas de baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*), destacadas pelos círculos. Extraída do trecho C06_036_N_S_21m_160904_004305.

Dentre os mysticetos (baleias verdadeiras com barbatanas bucais), sons associados à baleia-minke-Antártica (*B. bonaerensis*) foram o segundo mais frequente nos dados, atrás somente dos sons da baleia-jubarte. Foi identificado o padrão de sons conhecido como *BioDuck* (RISCH et al., 2014), composto por um conjunto de pulsos repetitivos de baixa frequência (**Figura V.4.4.1-5**). Foram detectados e classificados 9 diferentes tipos de chamados *BioDuck*, evidenciando um comportamento acústico altamente diversificado para o sítio reprodutivo da espécie em águas brasileiras. Estes resultados, recém-publicados por ROSSI-SANTOS et al. (2022), apresentam a primeira descrição da diversidade acústica das vocalizações de baleias-minke-Antártica na área de estudo e revelando a ocorrência frequente da espécie em áreas pouco conhecidas no Brasil.

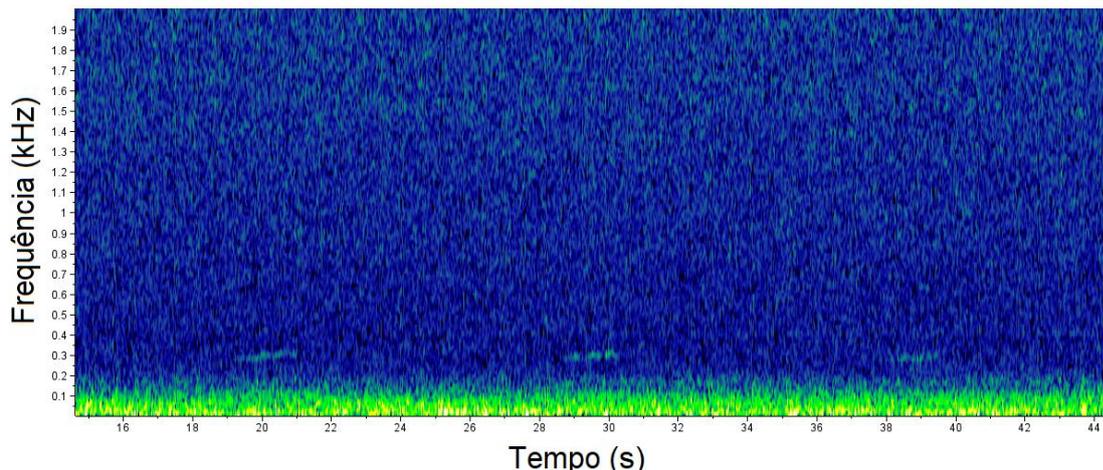


Figura V.4.4.1-5: Detecção acústica do som do tipo BioDuck de baleia-minke-Antártica (*Balaenoptera bonaerensis*), com uma unidade de 3 pulsos indicada pelo círculo. Extraída do trecho C06_046_N_S_42m+31m+40_160908_202458.

Também foram identificados sinais acústicos da baleia-fin (*B. physalus*) (Figura V.4.4.1-6), caracterizados por pulsos de 15-30 Hz (BURKHARDT et al., 2021) e da baleia-azul (*B. musculus*) (Figura V.4.4.1-7), compostos por sons tonais, conhecidos como “Z-call”.

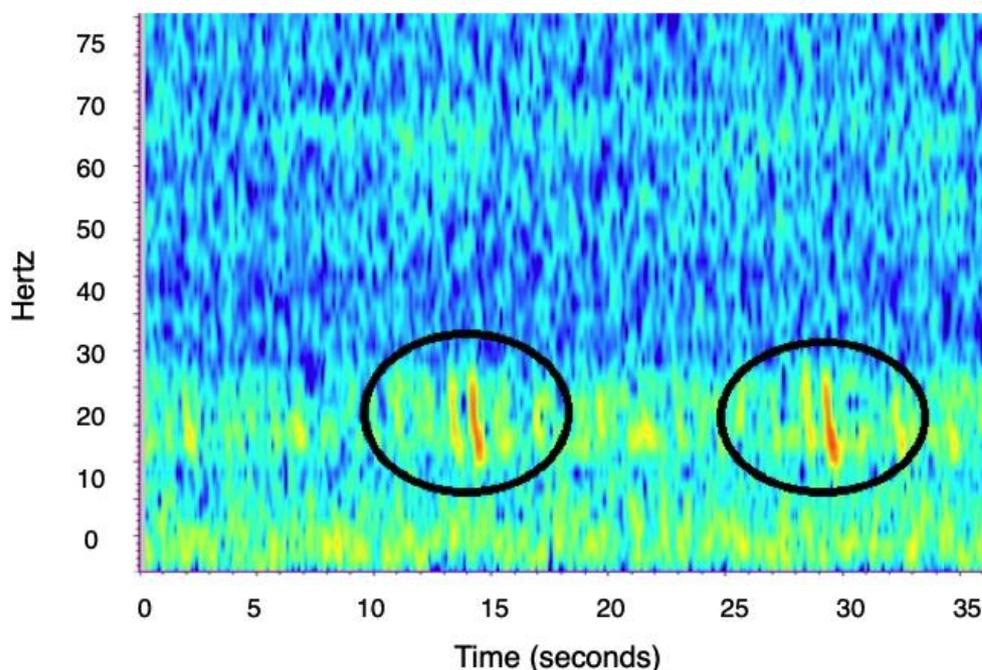


Figura V.4.4.1-6: Detecção acústica de baleia-fin (*Balaenoptera physalus*), indicada pelo círculo. Extraída do trecho C06_046_N_S_42m+31m+40_160908_202458.

Os sons *Z-call* (**Figura V.4.4.1-7**) geralmente são produzidos em padrões repetidos em intervalos regulares de cerca de 62 ± 5 s (SIROVIC et al., 2004; MCDONALD et al., 2006). A *Z-call* é composta por 3 unidades, começando com um tom constante entre 26-28 Hz, durando cerca de 9 s, seguida de um curto som descendente para cerca de 19 Hz e um tom levemente modulado entre 18-19 Hz, durando 8-12 s (SIROVIC et al., 2004; RANKIN et al., 2005).

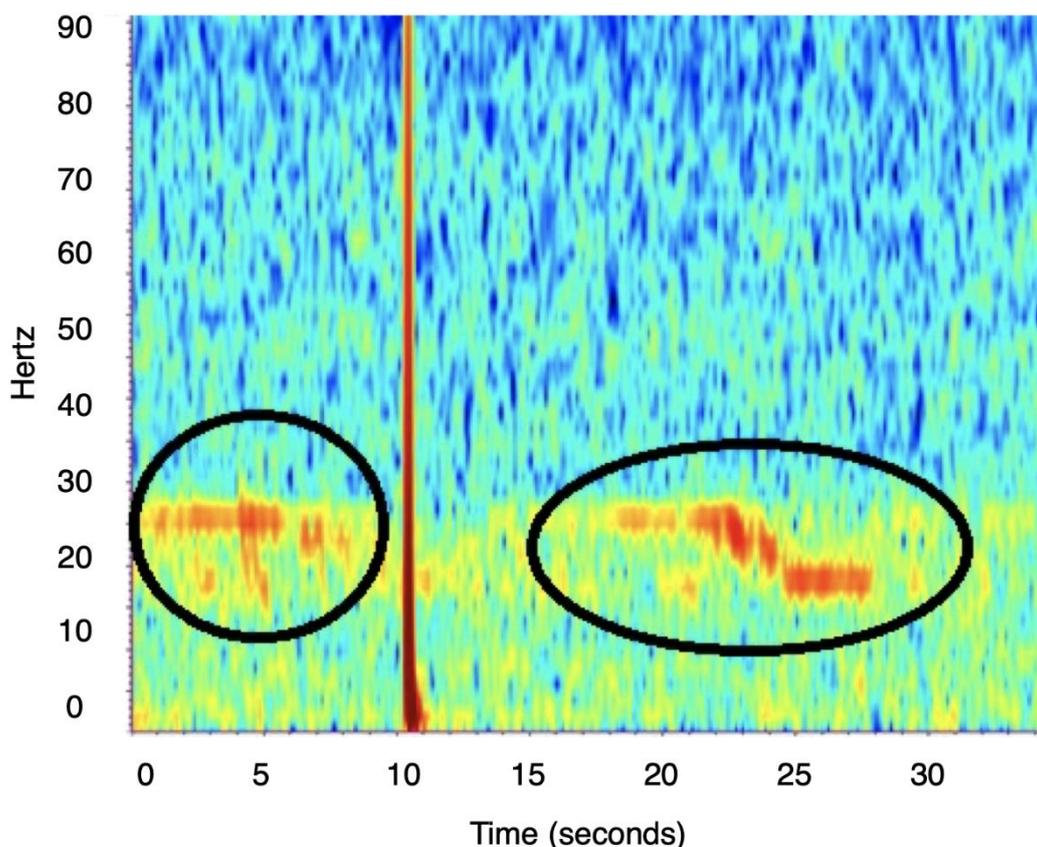


Figura V.4.4.1-7: Detecção acústica de baleia-azul (*Balaenoptera musculus*), indicada pelo círculo. Extraída do trecho C06_046_N_S_42m+31m+40_160908_202458.

O cachalote (*Physeter macrocephalus*) foi identificado pelos padrões de cliques de ecolocalização que ocupam uma faixa de frequência centrada em cerca de 15 kHz e apresentam intervalos entre pulsos dentre 0,5 a 1,0 s característicos da espécie (**Figura V.4.4.1-8**).

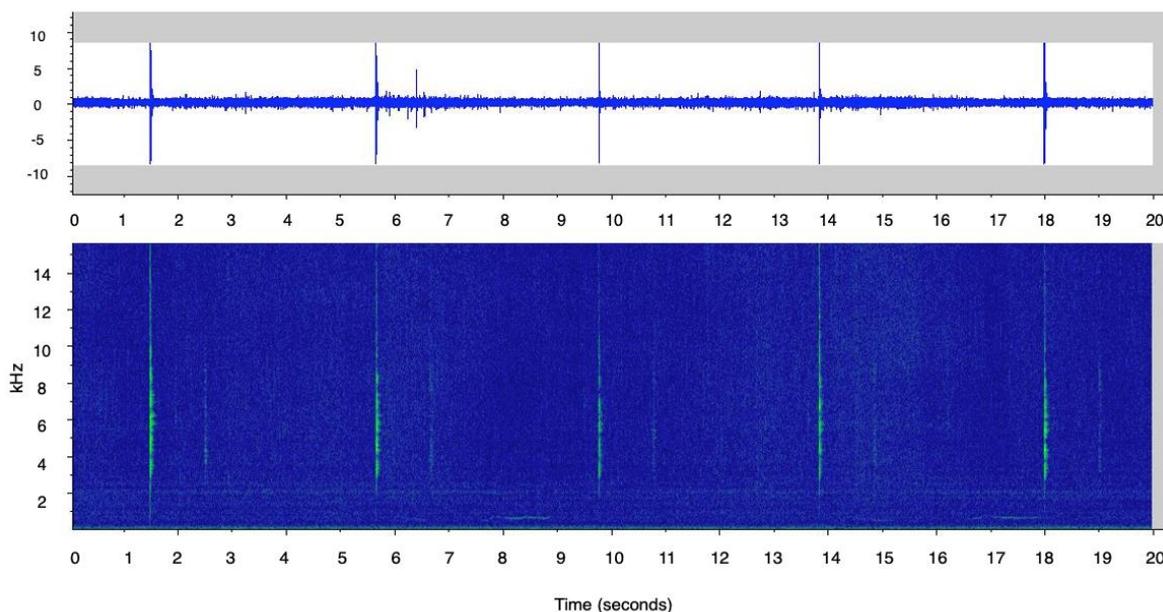


Figura V.4.4.1-8: Detecção acústica de cachalote (*Physeter macrocephalus*), com a ocorrência de cliques de ecolocalização com longo intervalo entre pulsos. Extraída do trecho C05_019_N_S_4m_160718_183458.

A família Delphinidae foi identificada pela ocorrência de sons tonais do tipo assovios e sons pulsados do tipo cliques de ecolocalização e pulsados explosivos (*burst-pulses*), com utilização de uma ampla faixa de frequência ultrapassando os 60 kHz (Figura V.4.4.1-9).

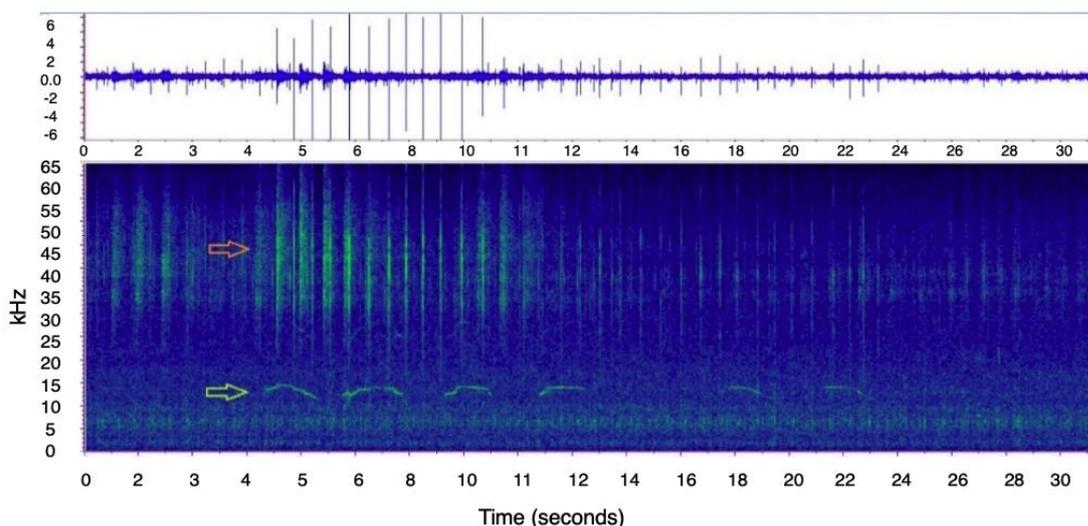


Figura V.4.4.1-9: Detecção acústica da família Delphinidae, com a ocorrência de assovios (indicados pela seta verde) e cliques de ecolocalização (indicados pela seta laranja). Extraída do trecho C06_049_S_N_7a_160910_071438.

A análise espectrográfica (**Figura V.4.4.1-10**) possibilitou o registro da ocorrência simultânea de diferentes espécies de baleias usando distintas faixas de frequências, onde a baleia-jubarte (*M. novaeangliae*) produz seus sons na faixa de frequência mais alta, entre 300 e 450 Hz, enquanto a baleia-minke-Antártica (*B. bonaerensis*) ocupa a faixa de frequências entre 100 e 300 e a baleia-fin (*B. physalus*) a faixa mais baixa, não ultrapassando os 50 Hz.

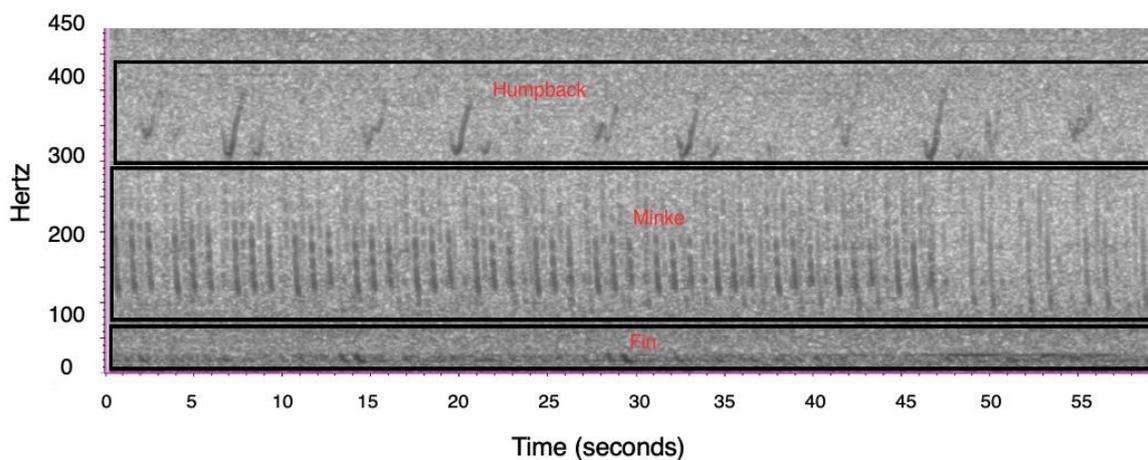


Figura V.4.4.1-10: Espectrograma demonstrando a ocorrência de múltiplas espécies de baleias (Humpback = baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*); baleia-minke-Antártica (*Balaenoptera bonaerensis*); baleia-fin (*Balaenoptera physalus*) em distintas faixas de frequência, ou “nicho acústico” nas detecções acústicas registradas por glider na Bacia de Santos. C06_046_N_S_42m+31m+40_160908_202458.

Resultados – Sazonalidade das detecções

Com um conjunto de dados entre 2015 e 2019, pôde-se analisar a sazonalidade das detecções em relação aos táxons identificados. A **Figura V.4.4.1-11** nos mostra a taxa relativa de detecção de cada táxon, ou seja, a proporção de arquivos de 1 min em que cada táxon foi identificado em relação ao total de arquivos de 1 min analisados para cada mês do ano, incluindo todos os anos amostrados (2015 - 2019). É importante ressaltar que a distribuição de arquivos analisados é heterogênea entre os meses do ano, por isso optou-se por apresentar uma taxa relativa de detecção, ou seja, número de arquivos com detecção da espécie dividido pelo número total de arquivos daquele mês (somando todos os anos amostrados).

Desta forma, busca-se atenuar um viés devido à falta de homogeneidade amostral. Destaca-se também que a taxa relativa de detecção aqui considerada é relativa ao total de arquivos analisados por mês e, portanto, a taxa de detecção de um táxon não afeta a de outro táxon. É possível observar uma tendência inversa entre misticetos e odontocetos, com maior ocorrência de misticetos nos meses de inverno e primavera, enquanto para os odontocetos houve uma maior ocorrência nos meses de verão e outono, especialmente devido aos registros da família Delphinidae, que ocorreram o ano todo. Essa relação de alternância entre a prevalência de odontocetos e misticetos na área de estudo corrobora os resultados que vêm sendo observados pelo PMC-BS a partir das Campanhas de Avistagem Embarcada e MAP.

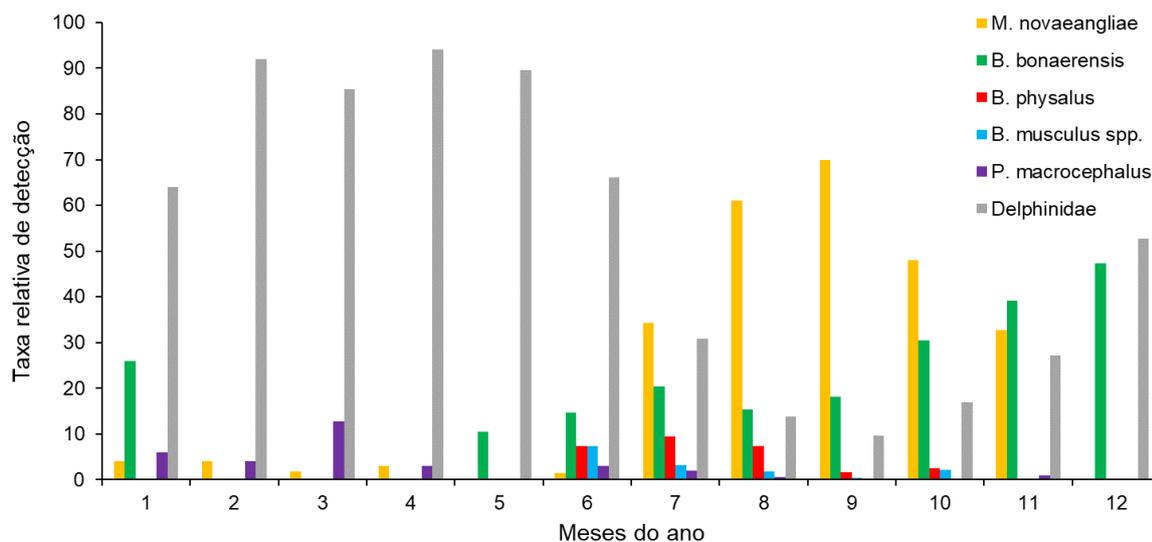


Figura V.4.4.1-11: Detecções acústicas de cetáceos registradas pelo glider do PMPAS-BS na Bacia de Santos, para cada mês do ano.

As baleias-jubarte (*M. novaeangliae*) foram detectadas principalmente entre os meses de junho a novembro, mas com registros também entre janeiro e abril, com o maior pico de detecção da espécie no mês de setembro. As baleias-minke-Antártica (*B. bonaerensis*), segunda espécie de misticeto mais encontrada nos registros acústicos de *gliders*, apresentou ocorrência entre os meses de maio e

janeiro, com um pico de registros no mês de dezembro. As baleias-azuis (*B. musculus*) e baleias-fin (*B. physalus*) foram registradas entre junho e outubro, sendo que para baleia-azul não houve registros em setembro e o pico de registros ocorreu em junho, enquanto para baleias-fin o pico de registros foi em julho. O cachalote (*P. macrocephalus*) não apresentou um padrão sazonal claro, com registros feitos de janeiro a abril, de junho a agosto e em novembro, com o maior pico de registros em março.

Resultados - Distribuição espacial das detecções

De forma exploratória estão aqui apresentados dados sobre a distribuição das detecções realizadas para cada táxon, porém, deve-se ter cautela ao se inferir sobre a distribuição das espécies, uma vez que o esforço amostral é heterogêneo tanto espacialmente, ao longo da área de estudo, quanto temporalmente, nas estações do ano. Ressalta-se ainda que os pontos do *glider* determinam onde as gravações foram feitas, não necessariamente onde os animais estavam, uma vez que no caso dos sinais de baixa frequência o animal emissor pode estar a vários quilômetros de distância. Para o objetivo aqui proposto, no entanto, que é apresentar de forma exploratória uma noção geral de distribuição das espécies detectadas em uma ampla escala espacial, essa variabilidade na distância do animal emissor pode ser por hora abstraída.

A **Figura V.4.4.1-12** apresenta o mapa de distribuição das detecções acústicas de baleias-jubartes (*M. novaeangliae*) registradas pelo *glider* entre novembro de 2015 e dezembro de 2019. Pode-se observar uma ampla ocorrência da espécie por toda área amostrada, com uma maior densidade de registros na direção do alto de Cabo Frio.

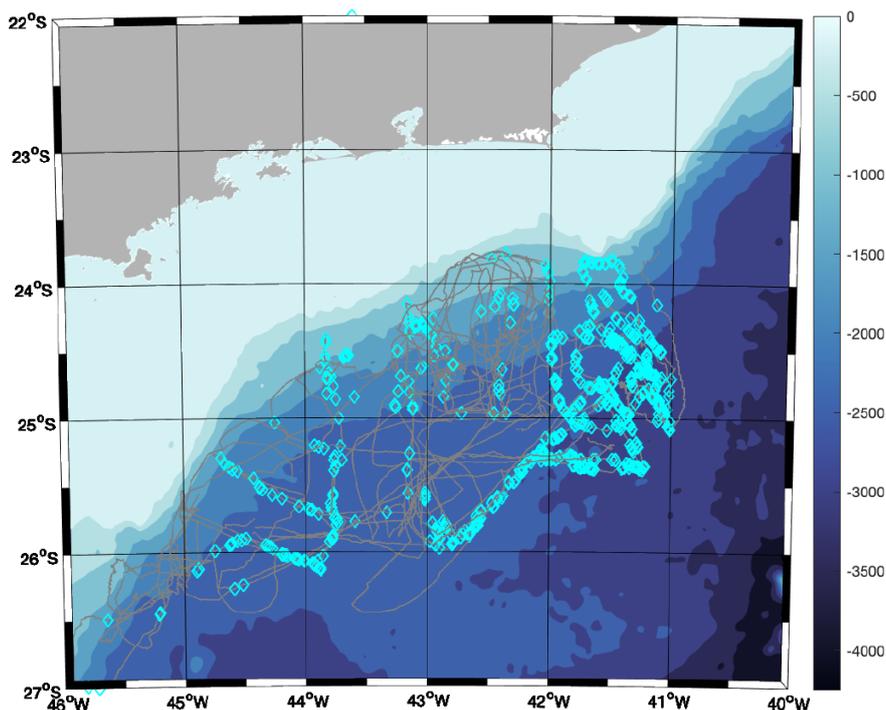


Figura V.4.4.1-12: Distribuição das detecções acústicas de baleias-jubarte (*Megaptera novaeangliae*) registradas durante as primeiras 38 campanhas de gliders do PMPAS-BS na Bacia de Santos, ao longo da rota de deslocamento do glider (linha cinza). Coluna de gradiente de profundidade em metros à direita.

A **Figura V.4.4.1-13** apresenta o mapa de distribuição das detecções acústicas de baleias-minke-Antártica (*B. bonaerensis*). A espécie apresenta ocorrência ao longo de toda área amostrada, desde a região do talude até o platô oceânico.

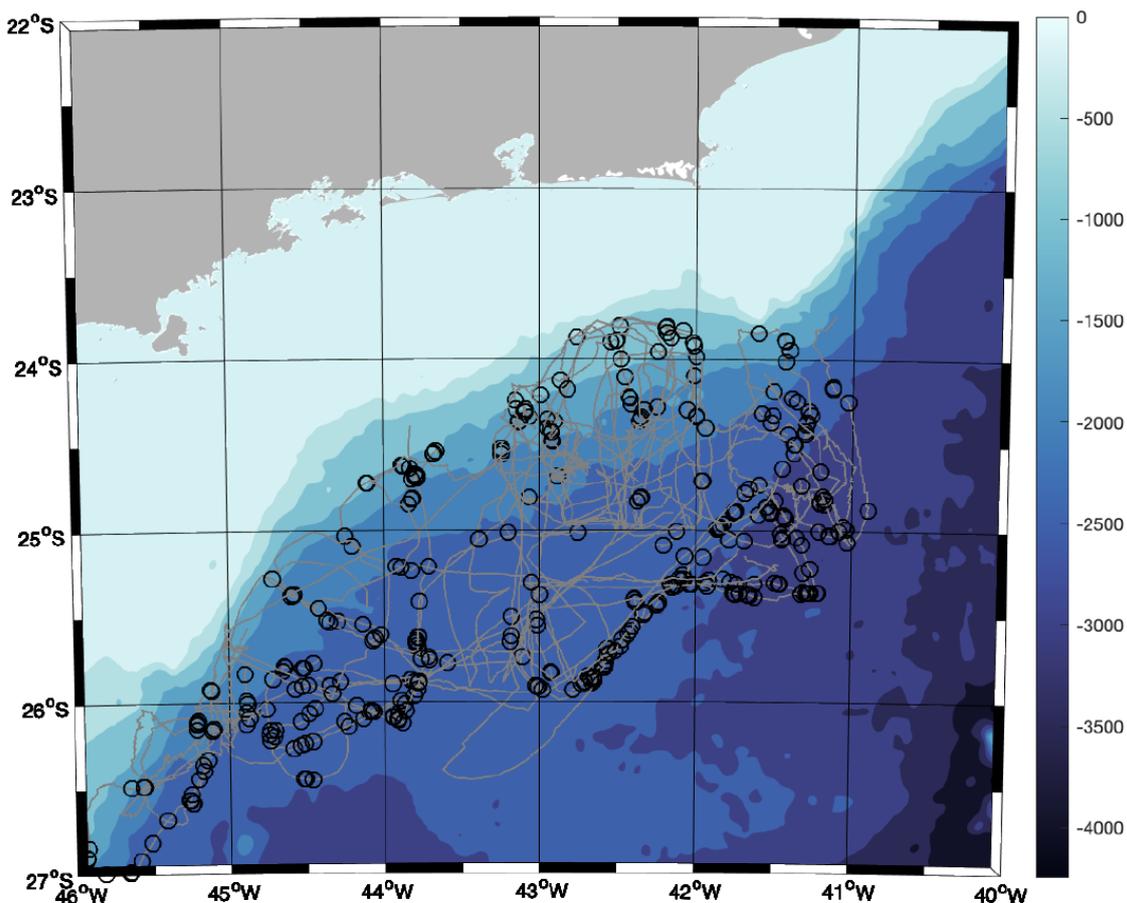


Figura V.4.4.1-13: Distribuição das detecções acústicas de baleias-minke-Antártica (*Balaenoptera bonaerensis*) registradas durante as primeiras 38 campanhas de gliders do PMPAS-BS na Bacia de Santos, sobre a rota de deslocamento do dispositivo (linha cinza). Coluna de gradiente de profundidade em metros à direita.

A **Figura V.4.4.1-14** apresenta o mapa de distribuição das detecções acústicas de baleias-fin (*B. physalus*). Dentre todas as espécies de Mysticeti registradas, a baleia-fin foi a que apresentou a maior concentração de ocorrência na área amostrada, com detecções agregadas na porção mais ao sul da área amostrada pelo glider.

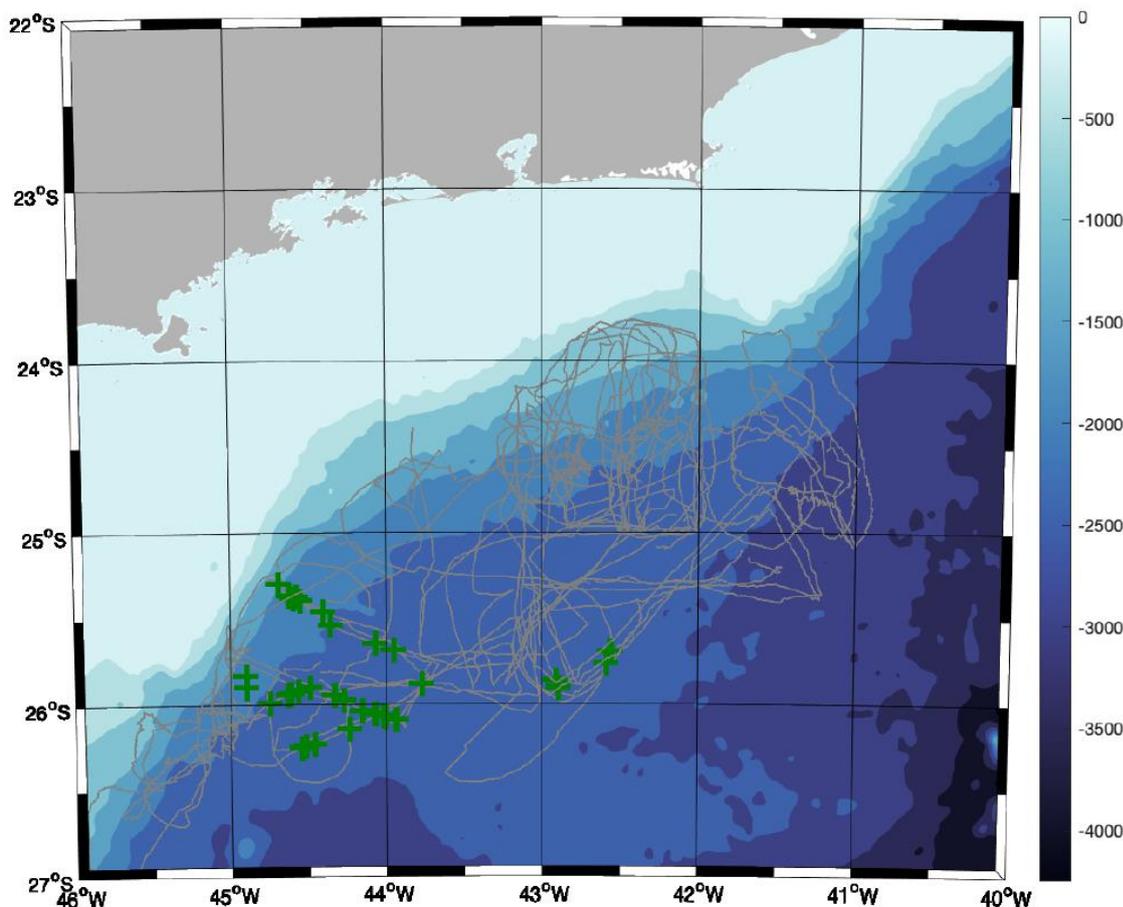


Figura V.4.4.1-14: Distribuição das detecções acústicas de baleias-fin (*Balaenoptera physalus*) registradas durante as primeiras 38 campanhas de gliders do PMPAS-BS na Bacia de Santos, sobre a rota de deslocamento do dispositivo (linha cinza). Coluna de gradiente de profundidade em metros à direita.

A **Figura V.4.4.1-15** apresenta o mapa de distribuição das detecções acústicas de baleias-azul (*Balaenoptera musculus*). A predominância dos registros da espécie ocorreu em áreas entre 2.000 e 2.500 metros de profundidade, com alguns registros em locais mais profundos. Também se observa uma predominância dos registros entre as latitudes 25° e 26° S, embora também tenham sido feitos registros em latitudes menores. A baleia-azul foi a espécie de misticeto com o menor número de detecções no conjunto de dados.

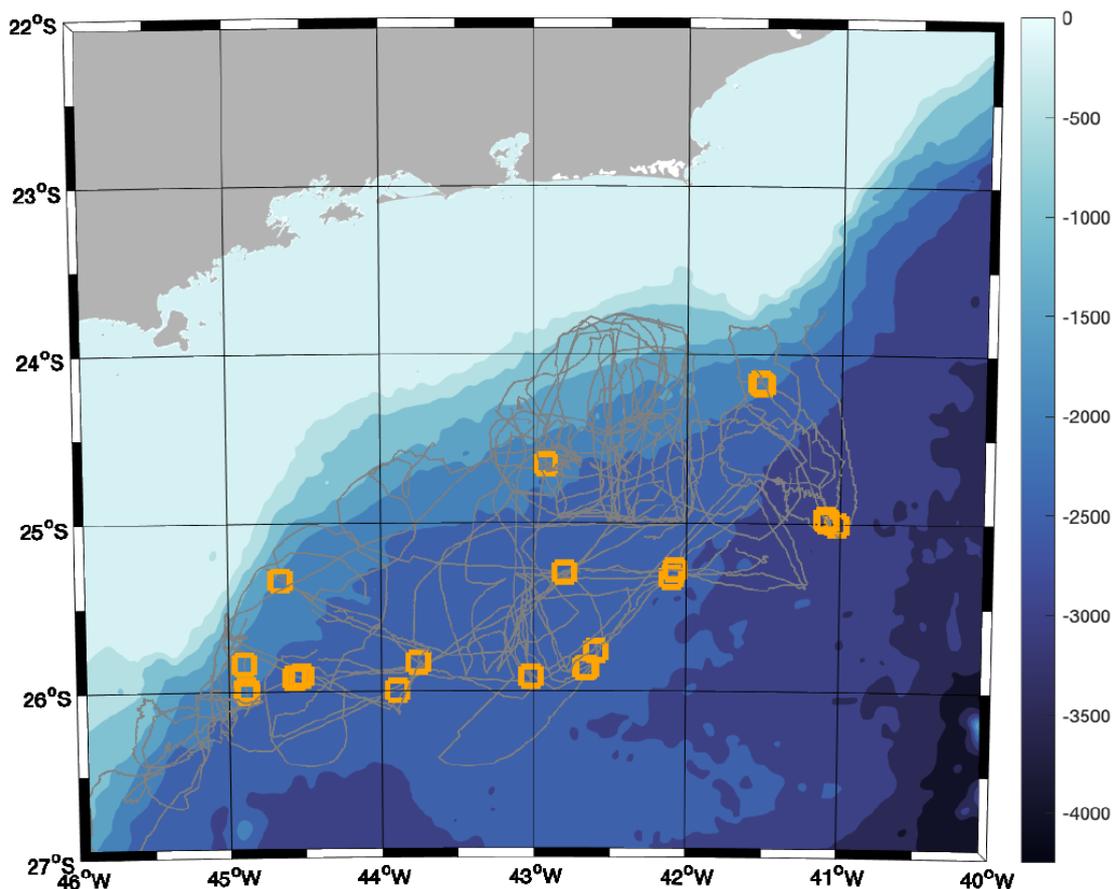


Figura V.4.4.1-15: Distribuição das detecções acústicas de baleias-azul (*Balaenoptera musculus*) registradas durante as primeiras 38 campanhas de gliders do PMPAS-BS na Bacia de Santos, sobre a rota de deslocamento do dispositivo (linha cinza). Coluna de gradiente de profundidade em metros à direita.

A **Figura V.4.4.1-16** apresenta o mapa de distribuição das detecções acústicas de cachalotes (*P. macrocephalus*). Os registros da espécie ocorreram em todas as latitudes amostradas, em áreas com profundidade a partir de 1.500 m.

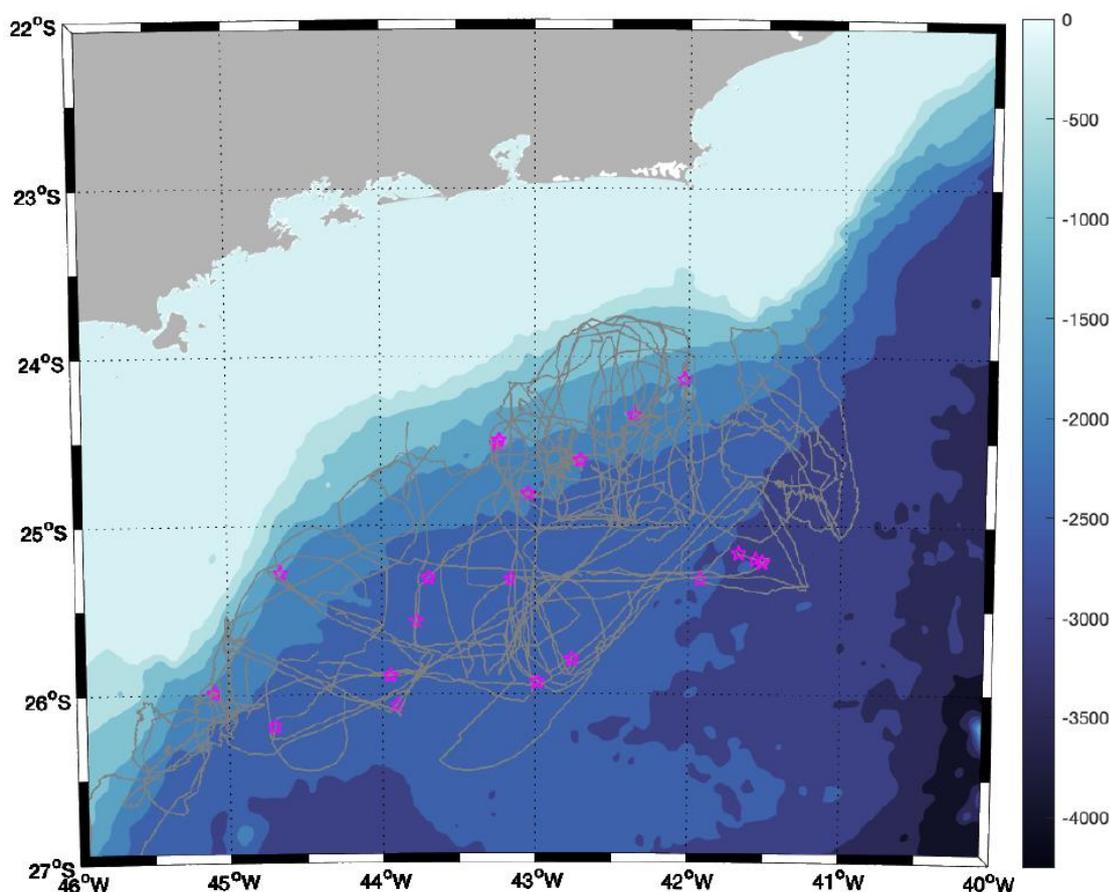


Figura V.4.4.1-16: Distribuição das detecções acústicas de cachalotes (*Physeter macrocephalus*) registradas durante as primeiras 38 campanhas de gliders do PMPAS-BS na Bacia de Santos, sobre a rota de deslocamento do dispositivo (linha cinza). Coluna de gradiente de profundidade em metros à direita.

A **Figura V.4.4.1-17** apresenta o mapa de distribuição das detecções acústicas de Delphinidae. Pode-se observar ampla ocorrência ao longo de toda área amostrada.

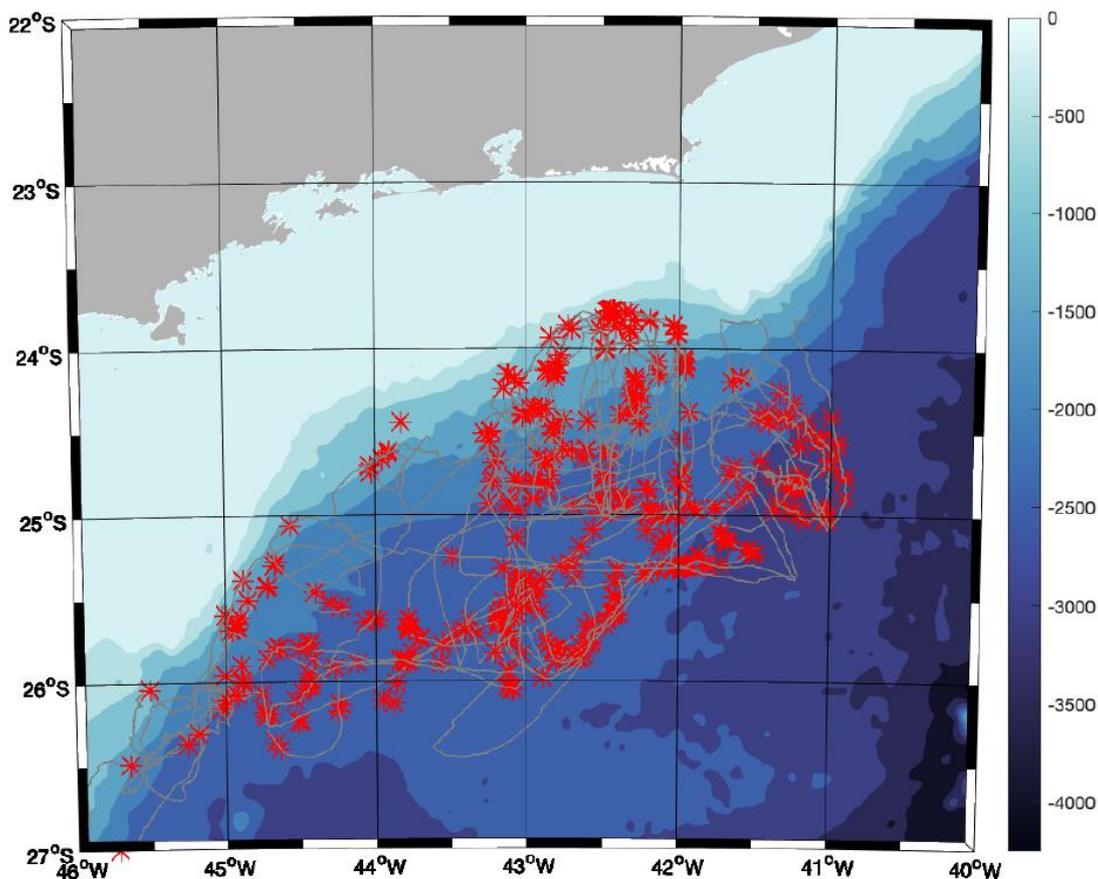


Figura V.4.4.1-17: Distribuição das detecções acústicas de cetáceos da família *Delphinidae* registradas durante as primeiras 38 campanhas de gliders do PMPAS-BS na Bacia de Santos, sobre a rota de deslocamento do dispositivo (linha cinza). Coluna de gradiente de profundidade em metros à direita.

V.4.4.2 Avaliação dos dados de OS e LFI

Os dados acústicos das linhas de fundeio instrumentadas (LFI) e observatórios submarinos (OS) analisados aqui, para avaliar o seu potencial de aplicação para o estudo dos cetáceos, consistiram em arquivos de áudio (.wav) de duração aproximada de 1 minuto por arquivo. Os arquivos foram analisados manualmente (visual e aural) no programa Raven PRO 1.6.4 para verificar a presença de sinais biológicos e ruídos que possam causar mascaramento. Para ambos os tipos de plataforma de coleta de dados, optou-se por não utilizar detectores automatizados para localizar os sinais de cetáceos devido à grande incidência de fortes ruídos que

já haviam sido constatados em análises prévias.

Para cada arquivo de áudio foram realizadas três varreduras dos espectrogramas, uma utilizando escala com a máxima frequência amostrada (24 kHz para OS, 32 kHz para LFI) por 12 s, com janela Hamming de 3.600; a segunda utilizando escala de 3 kHz por 12 s, com janela Hamming de 3.600; e a terceira utilizando escala de 700 Hz por 12 s, com janela Hamming de 5.500. Ao todo, foram investigados 6 horas, 53 minutos e 31 segundos de dados de OS e 5 horas, 21 minutos e 20 segundos de dados de LFI, conforme detalhamento na **Tabela V.4.4.2-1**.

Tabela V.4.4.2-1: Detalhamento dos dados acústicos avaliados de linhas de fundeio e observatórios submarinos do PMPAS-BS.

Equipamento	Localização	Data	Nº de arquivos	Tempo (horas)
OS1	Baía de Guanabara	08/09/2020	20	01:39:32
OS2	Baía de Ilha Grande	12/09/2018	20	01:37:49
OS3	Canal de São Sebastião	18/07/2017	20	01:56:22
OS3R	Ilhas Cagarras	13/08/2020	20	01:39:48
LFI-FA06	50 m de profundidade	20/07/2020	80	01:45:20
	200 m de profundidade	20/07/2020	80	01:45:20
	950 m de profundidade	20/07/2020	80	01:50:40

Os dados obtidos pelos OS apresentaram, de maneira geral, um alto nível de ruído, o que dificulta a detecção e identificação de vocalizações de cetáceos, mas em alguns momentos foi possível realizar o registro de odontocetos, delfinídeos e mysticetos.

O OS do Canal de São Sebastião apresentou um elevado nível de ruídos pulsados de banda larga (**Figura V.4.4.2-1**), presente em todos os arquivos analisados. Esse tipo de ruído, que pode ser gerado pelo rolamento de grãos de areia ou sons produzidos por camarões, é facilmente confundido com cliques de ecolocalização de odontocetos, impossibilitando a utilização de um detector automático, pois pode gerar um alto índice de falsos-positivos. Também foi observado um ruído contínuo entre 1,3 e 1,4 kHz, de origem indeterminada (**Figura V.4.4.2-1**), que embora não inviabilize a detecção de sinais acústicos de mysticetos nesta faixa de frequência, pode eventualmente causar o seu mascaramento ou impossibilitar a análise do seu contorno espectral com precisão.

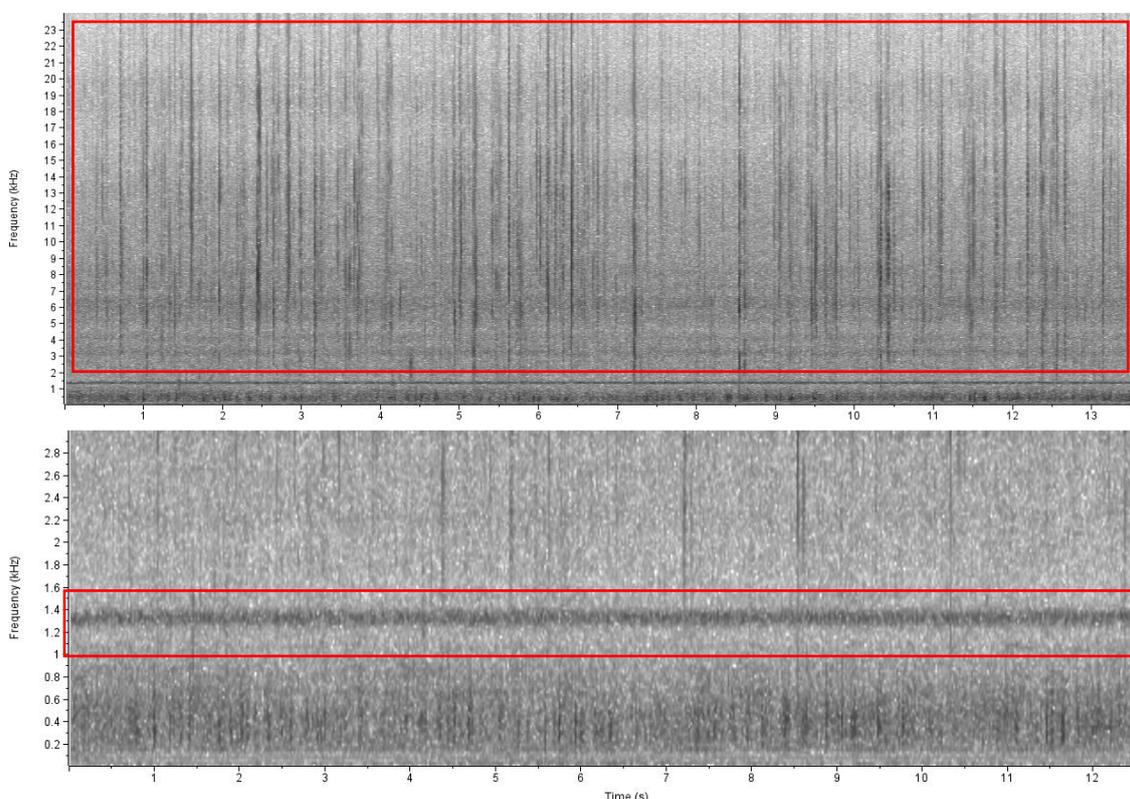


Figura V.4.4.2-1: *Espectrogramas apresentado ruído pulsado (acima) e ruído contínuo entre 1,3 e 1,4 kHz, ambos presentes nos dados de OS do Canal de São Sebastião, coletados pelo PMPAS-BS.*

Um exemplo do mascaramento mencionado pode ser observado na **Figura V.4.4.2-2** na qual um dos sinais acústicos detectados da baleia-jubarte (*M.*

novaeangliae) se sobrepõe ao ruído descrito na **Figura V.4.4.2-1**, dificultando a observação clara do seu contorno completo. Ainda assim, os dados analisados demonstraram ser promissores para se observar a presença e descrever padrões temporais desta espécie no Canal de São Sebastião, sendo que em 19 dos 20 arquivos analisados a espécie foi registrada.

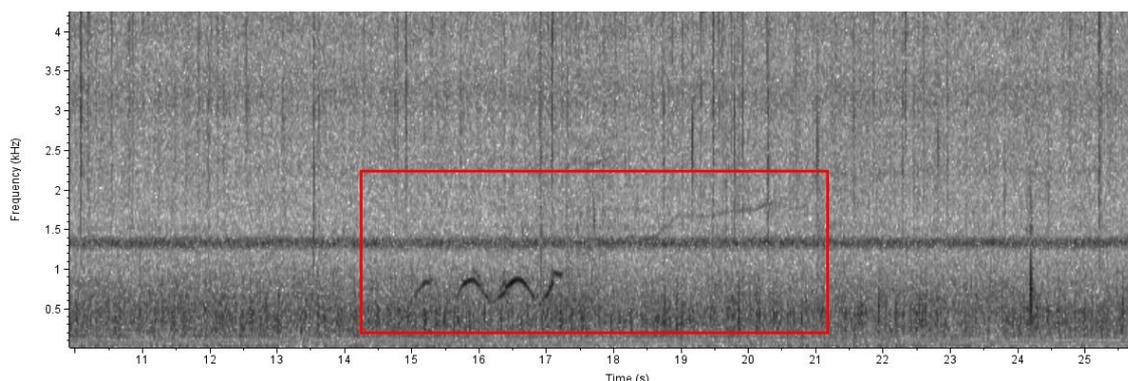


Figura V.4.4.2-2: Espectrograma apresentando sinais acústicos da baleia-jubarte (*M. novaeangliae*) observados nos dados de OS do Canal de São Sebastião, coletados pelo PMPAS-BS.

O OS da Baía de Ilha Grande apresentou em todos os arquivos analisados os mesmos tipos de ruído identificados para o OS do Canal de São Sebastião (sinais pulsados e sinal contínuo, nesse caso na faixa de 1 a 1,1 kHz). Dentre os 20 arquivos analisados, 16 continham assovios de delphinídeos e quatro continham sinais pulsados do tipo ecolocalização e *burst-pulses* (**Figura V.4.4.2-3**).

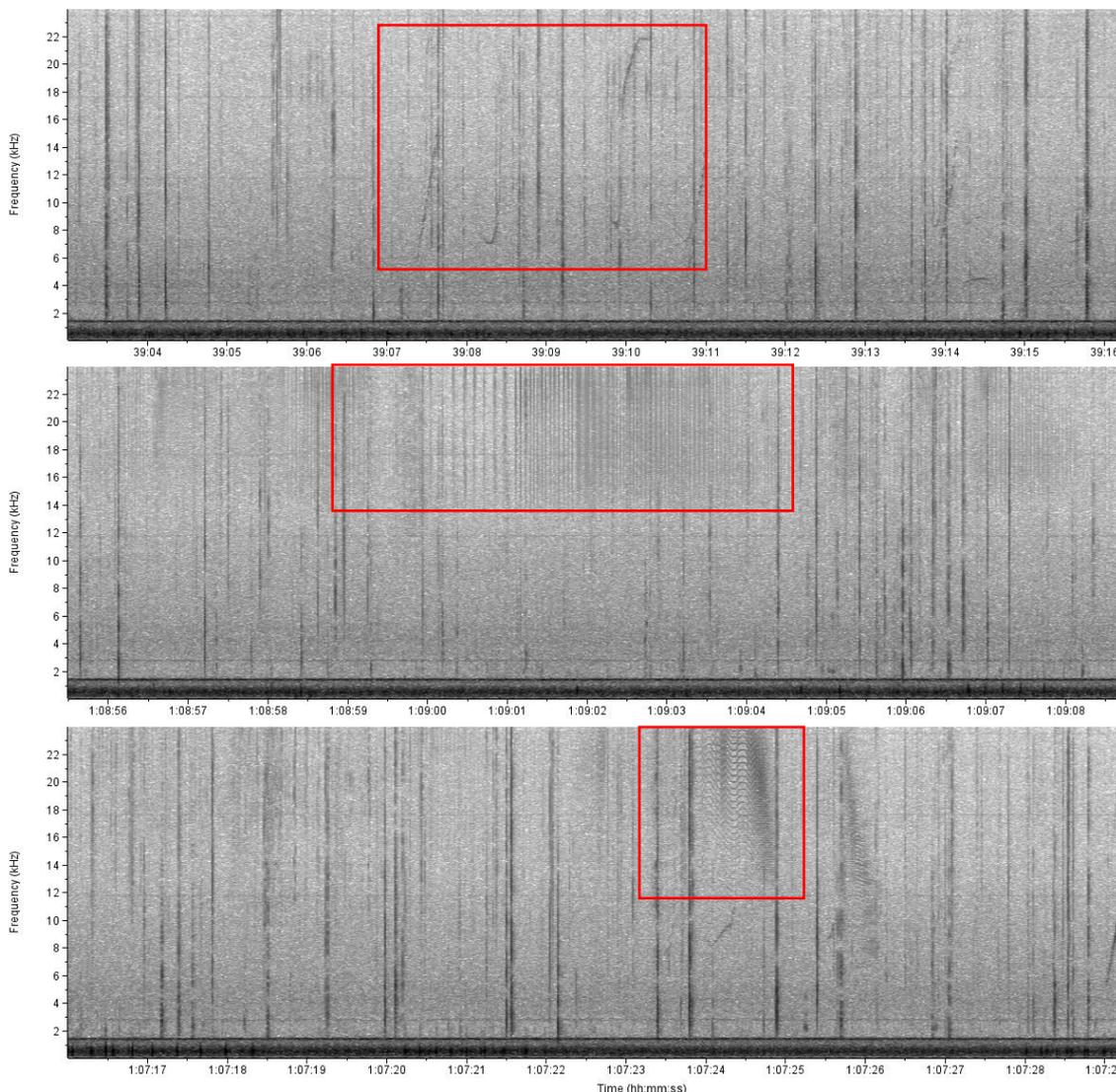


Figura V.4.4.2-3: *Espectrogramas apresentando (de cima para baixo) a presença de assovios, cliques de ecolocalização e burst-pulses nos dados de OS da Baía de Ilha Grande, coletados pelo PMPAS-BS.*

O OS da Baía de Guanabara não apresentou de forma expressiva ruído pulsado, porém, outras feições de ruído foram observadas, em alguns momentos de forma generalizada em todo espectro de frequência das gravações, e de alta intensidade, impossibilitando a análise aurál dos arquivos (**Figura V.4.4.2-4**). Embora acredite-se que em alguns momentos das gravações, em que o ruído generalizado é atenuado, seria possível o registro de sinais acústicos de cetáceos, nenhuma detecção foi realizada nos 20 arquivos analisados. Mas é importante frisar

a baixa representatividade dos dados analisados até o momento.

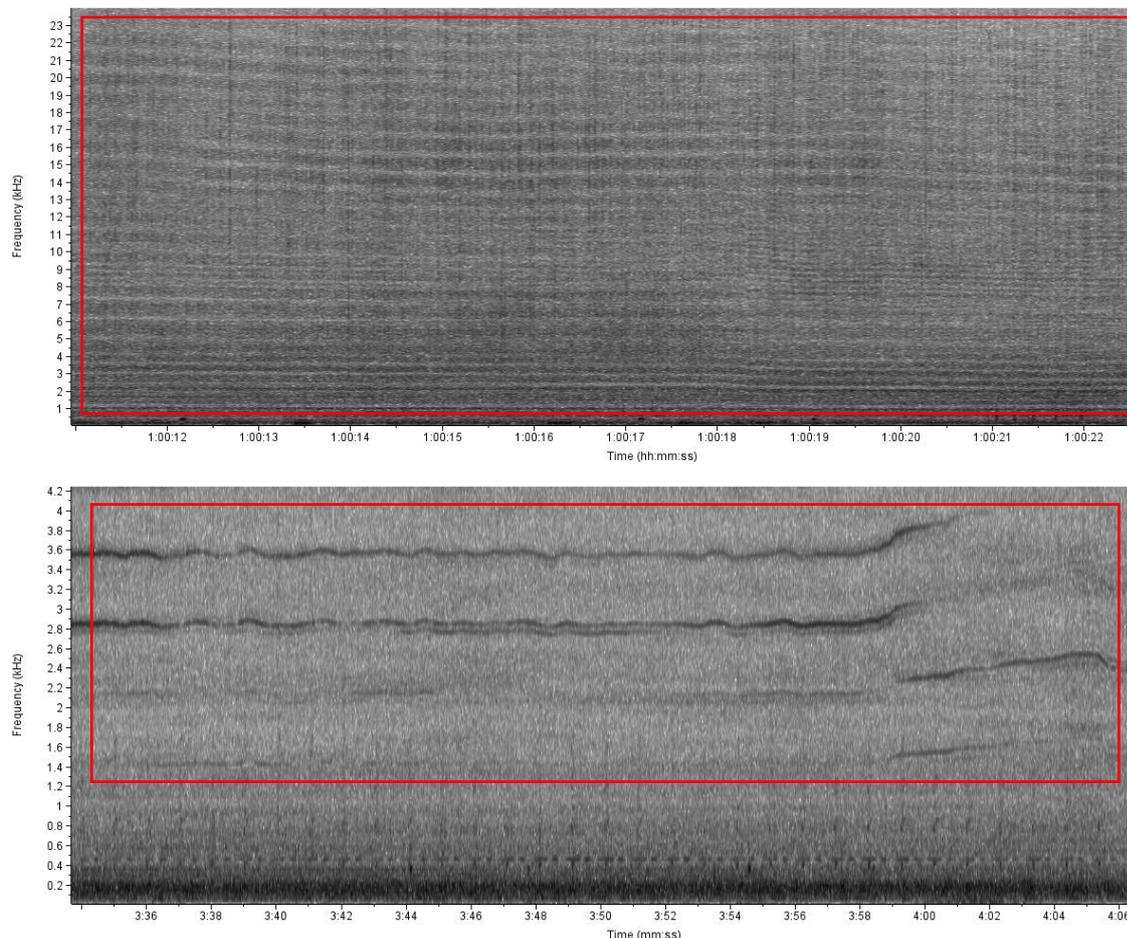


Figura V.4.4.2-4: Espectrogramas apresentando ruído generalizado observado nos dados de OS coletados pelo PMPAS-BS na Baía de Guanabara.

O OS das Ilhas Cagarras apresentou um ruído constante de até 1,4 kHz e de alta intensidade, dificultando a análise aural dos arquivos, mas a partir da análise visual foi possível detectar a presença de baleias-jubarte em 16 dos 20 arquivos analisados (**Figura V.4.4.2-5**).

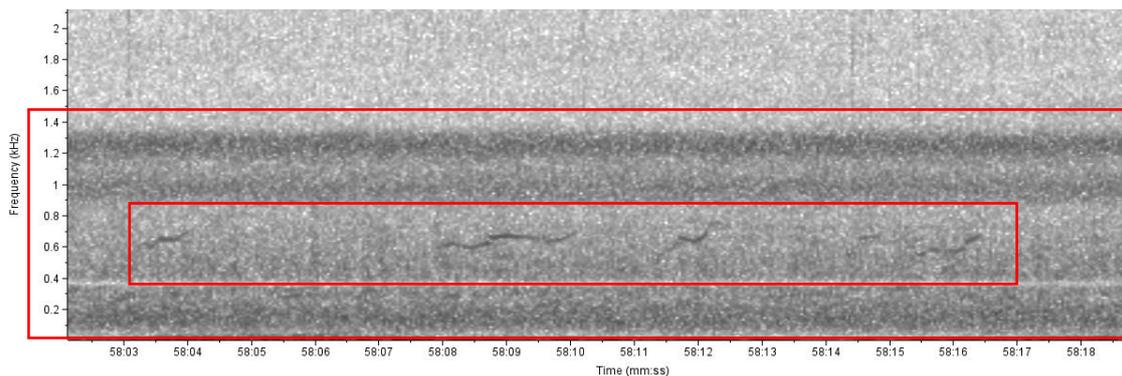


Figura V.4.4.2-5: Espectrogramas apresentando sinais acústicos da baleia-jubarte (*M. novaeangliae*, quadrado vermelho menor) detectados em dados de OS coletados pelo PMPAS-BS próximo às Ilhas Cagarras. Note o ruído constante de elevada intensidade ocupando toda a faixa de frequência até 1,4 kHz (quadrado vermelho maior).

Para os dados de LFI, foi observada para todas as profundidades analisadas, a presença de um ruído contínuo e de alta intensidade até 50 Hz, impossibilitando a detecção de quaisquer sinais acústicos nessa faixa de frequência (**Figura V.4.4.2-6**). Outras manifestações de ruído intermitente, pulsados ou contínuos, também foram observadas em todas as profundidades, com intensidades variáveis, havendo momentos com pouco ou nenhum ruído adicional (com exceção da faixa de 50 Hz). O ponto de instalação da LFI analisada (FA06, 24°49'05,09"S 44°08'46,30"W) está em uma profundidade de 1.108 metros em uma área sem atividade de E&P, levando a crer que os ruídos observados são decorrentes da interação do próprio sistema de fixação dos dispositivos acústicos com o ambiente. Essas questões já foram detalhadas nos relatórios técnicos do PMPAS-BS.

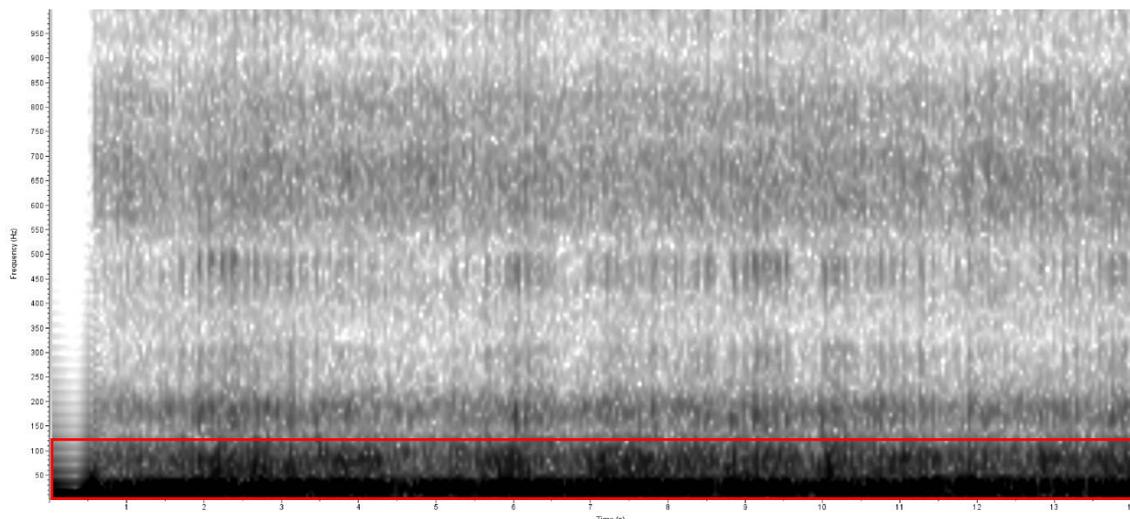


Figura V.4.4.2-6: *Espectrogramas apresentando ruído intenso até 50 Hz, observado nos dados de LFI coletado pelo PMPAS-BS em área oceânicas sem atividade de E&P.*

Apesar das limitações de registro acústico ocasionadas pelo ruído intenso das LFI, foi possível a detecção de cetáceos em todas as profundidades (**Figura V.4.4.2-7**). Nos dados coletados a 50 m, dos 80 arquivos analisados, 21 continham cliques de odontocetos e dois continham assovios de delfinídeos. Nos dados coletados a 200 m, dos 80 arquivos analisados, 24 continham cliques. Nos dados coletados a 950 m, dos 80 arquivos analisados, três continham assovios e 22 continham cliques. Em nenhuma das profundidades foi detectado sons associados a mysticetos, porém, em análises pretéritas, de verificação manual dos arquivos de áudio, apresentado no Relatório Consolidado 1 do PMC-BS (PETROBRAS, 2021c), foram identificados sons de canto de baleia-jubarte e chamados *bioducks* de baleias-minke-Antártica.

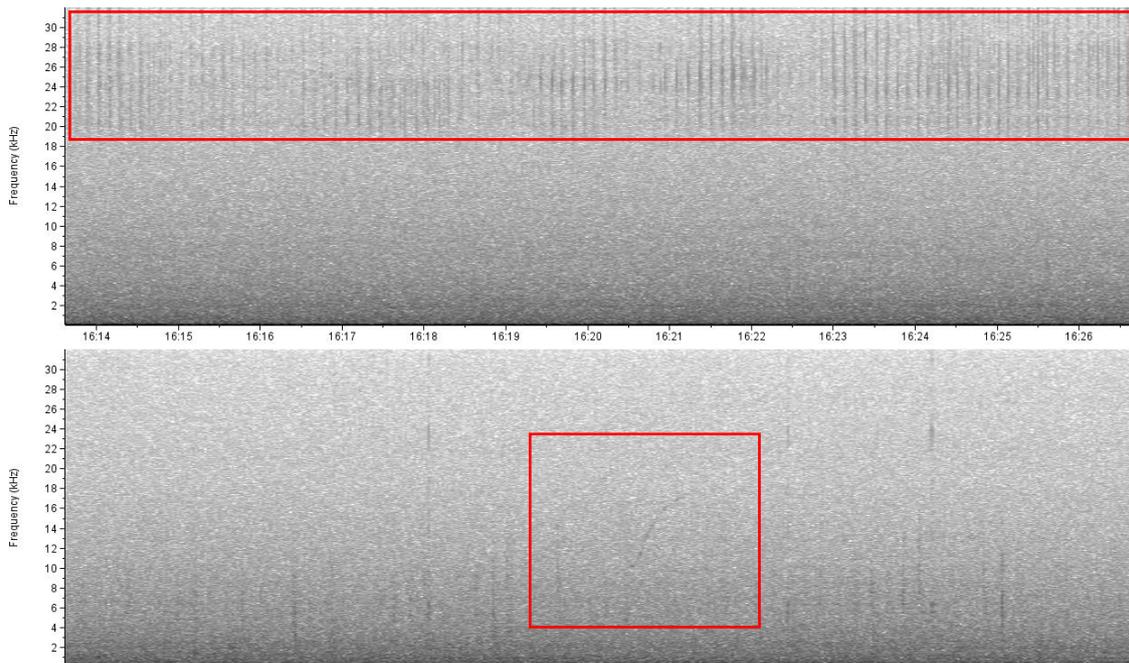


Figura V.4.4.2-7: Espectrogramas demonstrando a presença de cliques de ecolocalização (acima) e assovios em dados de LFI coletados pelo PMPAS-BS em áreas oceânicas.

Discussão – Tipos de sinais e táxons identificados

O cetáceo mais frequente nas detecções acústicas foi a baleia-jubarte. Os principais sons identificados para a espécie foram semelhantes ao padrão descrito na literatura como *social sounds* (sons sociais) (TYACK, 1983; DUNLOP et al., 2007). Estes sons são geralmente produzidos em áreas de migração, como trechos da costa da Austrália (DUNLOP et al., 2007; RECALDE-SALAS et al., 2020), onde as baleias estão de passagem para áreas de reprodução. A ocorrência destes sons nas detecções reforça a importância da Baía de Santos como área de passagem das baleias a caminho do seu sítio reprodutivo no nordeste do Brasil (ANDRIOLO et al., 2010a; WEDEKIN et al., 2010). Entretanto, também foram registrados sons de canto da espécie, principalmente nas regiões mais ao norte da Baía de Santos, indicando que essa pode ser uma área reprodutiva para a espécie.

A baleia-minke-Antártica foi o segundo táxon mais frequente. Esta espécie foi a primeira a ser identificada pelo uso de detectores, em uma campanha de 2015 (ROSSI-SANTOS et al., 2022). A análise dos dados entre 2015-2019 revelou a

ocorrência frequente desta espécie na região. Estas são informações importantes, uma vez que o registro da espécie na costa brasileira está principalmente limitado a registros históricos e algumas poucas avistagens (e.g. ZERBINI et al., 1997; ANDRIOLO et al., 2010b; WEDEKIN et al., 2014).

O registro acústico em detecções com múltiplos táxons evidencia um possível partilhamento de nicho acústico entre as espécies simpátricas de baleias na Bacia de Santos (KRAUSE, 1993; MOSSBRIDGE; THOMAS, 1999). Destaca-se a maior diversidade de táxons registrada durante a Campanha 15, entre junho e julho de 2017, em uma região profunda do talude ao sul do estado de São Paulo (cânion Cananéia), conhecida pelo PMC-BS como área de concentração de grandes baleias, que incluíram quatro espécies de mysticetos (minke-Antártica, baleia-fin, azul e jubarte) e a família Delphinidae.

O desenvolvimento de detectores customizados espécie-específicos será de grande importância para o processamento dos dados produzidos pelas plataformas de coleta do PMPAS-BS. Tais detectores podem apresentar uma alta capacidade de reconhecimento, principalmente entre os mysticetos (BAUMGARTNER; LIN, 2019; FILUN et al., 2020). A aplicação destas ferramentas é importante para viabilizar o processamento de um grande volume de dados, como é o caso do PMPAS-BS. A avaliação de diferentes métodos de detecção automatizada de sons de cetáceos, inclusive métodos customizados para determinados táxons, segue sendo realizada em colaboração entre PMC-BS e PMPAS-BS durante o Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS.

Discussão – Sazonalidade e distribuição das detecções

Foi identificado um padrão de ocorrência sazonal de cetáceos por meio das detecções acústicas realizadas. De forma geral, os mysticetos apresentam um padrão de ocorrência entre maio e dezembro, consistente com sua ocorrência na costa brasileira em seu ciclo anual de migração entre áreas de alimentação e reprodução (LODI; BOROBIA, 2013). Para o Hemisfério Sul, estudos na região da Antártica descrevem um pico de detecções para grandes baleias, como a baleia-fin (BURKHARDT et al., 2021) e a baleia-azul (TOMISCH et al., 2016) entre janeiro e março, durante o verão austral, baixando muito entre abril e setembro. Esse fato é

consistente com os dados da Bacia de Santos, onde foi detectada uma maior ocorrência das baleias no inverno austral, entre junho e setembro.

Os táxons de maior frequência na amostra, as baleias-jubarte e minke-Antártica, ocorreram entre maio e janeiro, sendo que a baleia-jubarte apresentou pico de ocorrência em setembro e a baleia-minke-antártica em dezembro. Pode estar havendo um partilhamento temporal no uso do habitat dessas espécies na Bacia de Santos, como uma área de reprodução das espécies, assim como ocorre na área de alimentação da Antártica (KASAMATSU et al., 2000).

A baleia-jubarte foi detectada principalmente entre julho e novembro, sendo este o período de sua maior ocorrência conhecida na costa do Brasil (MORETE et al., 2007). Os dados sobre a presença da baleia-jubarte ao longo do tempo, com um período incluindo múltiplos anos, podem trazer informações importantes sobre o tempo (*timing*) de migração da espécie na costa brasileira, descrevendo seu tempo de chegada e partida, como demonstram outros estudos de paisagem acústica em escalas temporais (HEENEHAN et al., 2019). A jubarte é a baleia de maior ocorrência na costa brasileira (LODI; BOROBIA, 2013), contribuindo o fato de a concentração reprodutiva ser na região da plataforma continental. Na Bacia de Santos, a espécie foi a mais frequente entre os registros de mysticetos nos dados de avistagem (PETROBRAS, 2021c).

Existem poucos estudos sobre sazonalidade acústica de cetáceos no Hemisfério Sul, entretanto, ao norte, alguns monitoramentos acústicos já demonstraram a ocorrência sazonal de cetáceos como no mar da Groelândia, onde o cachalote ocorreu entre janeiro e julho, a baleia-azul ocorreu entre agosto e novembro e a baleia-fin se estendeu em diferentes estações do ano, ocorrendo de agosto a abril (TRIPOVICH et al., 2015). Na região do arquipélago dos Açores, ROMAGOSA et al. (2020) também descreveram uma demarcada ocorrência sazonal para algumas espécies de baleias, sendo a baleia-fin a mais predominante ao longo do estudo.

Em relação aos Odontocetos, a ocorrência dos delfínidos foi detectada ao longo de todo o ano, e corrobora o padrão sazonal e a distribuição já conhecida para esta família ao longo da amostragem do Monitoramento Acústico Passivo pelo PMC-BS (PETROBRAS, 2021c). Apesar da baixa frequência do cachalote, as

detecções da espécie ocorreram em diversos meses, indicando que a espécie pode estar presente ao longo de todo o ano na área de estudo.

Durante todas as campanhas analisadas, os transectos do *glider* amostraram a região do talude continental e área profunda adjacente. As detecções de cetáceos ocorreram ao longo de toda a área amostrada, demonstrando uma ampla área de ocorrência das espécies, com exceção da baleia-fin que apresentou ocorrência mais restrita ao limite sul da área coberta pelos gliders (ao largo do litoral norte de São Paulo). Os resultados são referentes as amostras de 1 minuto de detecções identificadas utilizando detectores automáticos realizados pelo PMPAS-BS. Informações mais detalhadas dos padrões sazonais podem ser obtidos pela análise das detecções completas, utilizando detectores específicos para as diferentes espécies de mysticetos identificadas pelo PMC-BS nos dados fornecidos.

Considerações Finais

Os estudos aqui apresentados cumprem o objetivo de aumentar o conhecimento sobre a ocorrência e a identificação acústica de vocalizações de espécies de mysticetos na região da Bacia de Santos. Vocalizações de quatro espécies de baleias (jubarte, minke, fin e azul), foram registradas nas detecções acústicas feitas pelo *glider*, demonstrando a complementaridade do monitoramento acústico do PMPAS-BS ao PMC-BS. Futuros esforços serão desenvolvidos para catalogar os dados coletados com os outros instrumentos acústicos do PMPAS-BS (OS e LFI), aumentando, assim, o reconhecimento taxonômico de cetáceos no contexto espaço-temporal do monitoramento.

As detecções identificadas para mysticetos demonstraram informações relevantes para espécies ameaçadas pouco conhecidas, em comportamento e acústica, na costa brasileira. A baleia-minke-Antártica foi registrada na grande maioria da área amostrada, demonstrando ocorrência ampla e frequente das suas vocalizações na Bacia de Santos. As baleias-fin e baleias-azul, espécies que estão entre as mais ameaçadas de extinção, também foram detectadas durante o período reprodutivo de mysticetos na costa do Brasil, em áreas de ocorrência mais profundas no talude continental.

Tanto os observatórios submarinos (OS) quanto as linhas de fundeio instrumentadas (LFI) demonstraram potencial para geração de informações de

pesquisas sobre os cetáceos, apesar de algumas limitações observadas para ambas as plataformas de coleta de dados. Uma limitação para os estudos é devido à taxa de amostragem dos dispositivos utilizados, que é restrita a 48 kHz para OS, e 64 kHz para LFI, o que possibilita a obtenção efetiva de sinais acústicos de até 24 e 32 kHz, respectivamente. Embora essas taxas de amostragem inviabilizem totalmente a detecção de espécies que emitem sons exclusivamente em frequências muito altas (>100 kHz), como é o caso de toninha (*Pontoporia blainvillei*) e kogídeos (*Kogia* spp.), ainda assim essa taxa de amostragem possibilita a detecção de outros odontocetos, incluindo aqueles da família Delphinidae, que emitem cliques em banda larga e assovios que raramente excedem os 30 kHz (Ver item I.1.1.2 Caracterização de assovios). Em relação às baleias, a maior limitação se deve à presença de ruído nas gravações, que em algumas situações extremas observadas pode gerar o mascaramento dos sinais das espécies.

A ocorrência de ruídos associados aos métodos de fixação dos equipamentos demonstrou ser um fator limitante para o registro e identificação dos sinais biológicos. Vale mencionar que a possibilidade de aprimorar tais métodos para minimizar o ruído foi extensivamente investigado no âmbito do PMPAS-BS, tendo sido feitas diversas tentativas de redução de ruídos espúrios em relação às LFIs, sem sucesso. Em relação aos OSs, a principal limitação se deve às regiões mais ruidosas e com características de propagação distintas em que estes instrumentos são utilizados, o que afeta diretamente na relação sinal-ruído e dificulta a detecção destes sinais biológicos. A conclusão é que o uso dos gliders é mais vantajoso na obtenção de gravações acústicas com qualidade elegível para uso na detecção de cetáceos. No caso dos OSs ainda é pertinente que aplicação dos instrumentos seja feita com foco principalmente nas espécies costeiras de delphinídeos. Em termos analíticos os esforços devem ser direcionados para os dados coletados por gliders, considerando o custo-benefício do esforço despendido em relação aos resultados alcançados.

V.5 Estado de Saúde e Grau de Contaminação

V.5.1 Análise de lesões de pele

Este item atende o objetivo específico (8) “Avaliar o estado de saúde de cetáceos, monitorando a prevalência de lesões epidérmicas ou traumas em cetáceos”, definido no Projeto Executivo do Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS (PETROBRAS, 2020b). Para este presente Relatório, todos os registros de lesões de pele realizados ao longo do PMC-BS foram reprocessados e reclassificados seguindo 3 níveis de classificação. Primeiro, cada lesão foi classificada quanto à aparência, e, na sequência, quanto à provável origem. As lesões de origem antrópica, infecciosas e promovidas por interação com tubarão charuto foram classificadas em subcategorias que determinam o provável fator causal ou estado de cicatrização. Todas as classificações foram adaptadas de Wilson et al. (1999). A **Tabela V.5.1-1** sintetiza as classificações utilizadas.

Tabela V.5.1-1: Categorias e descrição de lesões de pele observadas durante o PMC-BS.

Aparência	Descrição
Cicatriz circular (CC)	Cicatrizes de formato circular ou semicircular
Deformações ou mutilações (DM)	Deformações e ausência de partes do corpo
Depressões (DEP)	Lesões arredondadas multifocais ou focais, deprimidas sem ter inflamação aparente
Ferida aberta (FA)	Ferida aberta inespecífica não cicatrizada
Marcas claras (MC)	Cicatrizes ou manchas mais claras que a pigmentação normal do animal (não são consideradas cicatrizes de origem intraespecífica)
Marcas escuras (ME)	Cicatrizes ou manchas mais escuras que a pigmentação normal do animal (não são consideradas cicatrizes de origem intraespecífica)
Marcas lineares (ML)	Cicatrizes lineares ou mutilações com corte linear
Nódulos multifocais (NOD)	Elevações de variados tamanhos, normalmente arredondados, de etiologia desconhecida

Aparência	Descrição
Úlceras (ULC)	Lesões arredondadas de centro mais deprimido que a borda, circunscrita única, multifocal e multifocal a coalescente
Provável origem	Descrição
Antrópica (ANT)	Lesões com indicativo de causa antropogênica Subcategorias: - Pesca (P): lesões e amputações lineares, lesões com petrechos de pesca ainda associados ao animal - Atropelamento (A): cortes paralelos multifocais e equidistantes, cortes ou deformações profundas em geral perpendiculares ao eixo do corpo do animal - Tag ou Biopsias (BT): lesões geradas por implatação ou tentativa de implatação de transmissores satelitais ou por coleta de biópsia
Infecciosas (INFECC)	Lesões semelhantes àquelas causadas por determinados patógenos Subcategorias: - <i>Lobomycose-like</i> (LL): lesão similar à lobomycose - <i>Pox-like</i> (PL): lesões similares a poxvírus, arredondadas, bem delimitadas, com contorno normalmente destacado em tom mais claro ou mais escuro que o interior da lesão
Tubarão charuto (TC)	Lesões abertas ou cicatrizadas geradas por predação ou tentativa de predação por tubarão charuto Subcategorias: - Recente (R): ferida aberta, arredondada - Cicatrizando (C1): cicatrização incompleta, lesão rosada ou esbranquiçada - Cicatrizada (C2): lesão cicatrizada por completo, marcas mais sutis que variam de acordo com a espécie - Sinal (S): lesão gerada por tentativa de predação, marca semicircular ou circular
Interações intraespecíficas (INTRA)	Cicatrizes oriundas de interações entre indivíduos da mesma espécie
Predação por orca (PO)	Cicatrizes geradas em tentativa de predação por orca, em geral lineares equidistantes entre si, equivalentes ao espaçamento entre os dentes de orca

Aparência	Descrição
Inespecífica (INESP)	Diversos tipos de lesão que não se enquadram nas origens acima ou lesões onde não foi possível assumir a provável origem

Para o acompanhamento dos diferentes tipos de lesões no tempo e entre espécies, foi utilizada uma taxa de ocorrência de cada tipo de lesão que representa o número de registros pelo número de indivíduos nos catálogos de fotoidentificação. A variação dessa taxa no tempo e entre espécies foi explorada tanto para a classificação quanto à aparência, quanto em relação à origem. No entanto, como a classificação por aparência é apenas uma etapa facilitadora que descreve cada lesão e possibilita a identificação de como ela se originou, aqui é apresentado apenas o resultado da variação da taxa de ocorrência para a classificação por origem, com destaque especial para as lesões com possível origem antrópica ou infecciosa.

A **Figura V.5.1-1** apresenta a taxa de ocorrência das lesões classificadas quanto à origem, e como essa taxa varia entre espécies e ao longo dos ciclos. As espécies não apresentadas na figura não apresentaram lesões ou não apresentaram indivíduos fotoidentificados (e.g. *Eubalaena australis*), impossibilitando o cálculo da taxa de ocorrência. Nota-se, no geral, para todas as espécies e tipos de lesões, uma tendência de estabilização na taxa de ocorrência ao longo dos ciclos. Entre os mysticetos, destaque para *Balaenoptera borealis*, *Balaenoptera brydei* e *Balaenoptera physalus*, que apresentaram as maiores taxas de lesões de tubarão-charuto e inespecíficas. No geral, as lesões observadas são de etiologia desconhecida ou processos de cicatrização. Algumas merecem destaque, por se tratar de provável interação direta ou indireta com atividades antrópicas. Essas lesões antrópicas foram pouco frequentes e constantes para todas as espécies, embora um pouco mais altas em *Balaenoptera brydei*, *Balaenoptera physalus* e *Megaptera novaeangliae* e *Grampus griseus*.

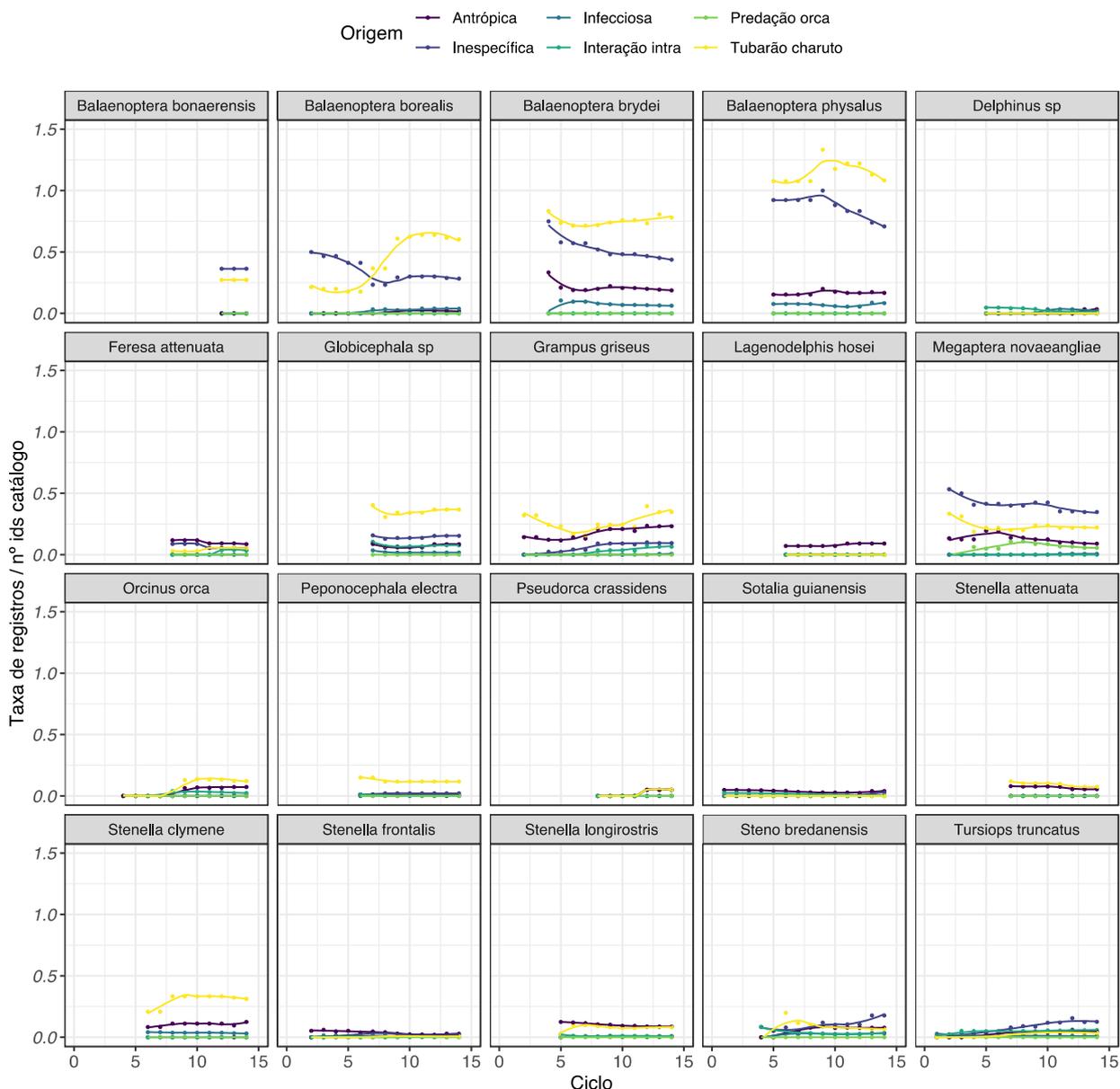


Figura V.5.1-1: Variação da taxa de ocorrência de cada lesão (classificada quanto à origem) por espécie, ao longo dos ciclos.

Considerando o potencial letal de interações interespecíficas diretas de origem antrópica, um acompanhamento próximo se faz necessário para inferir mais acuradamente sobre a contribuição de emalhamentos em redes de pesca ou colisões com embarcação, na mortalidade ou no estado de saúde dos indivíduos. A **Figura V.5.1-2** apresenta a taxa de ocorrência das lesões antrópicas classificadas como atropelamento e pesca, e infecciosas, por *poxvírus*. Embora baixa para todas as espécies, e constante entre ciclos, destaca-se a maior taxa de

lesões por atropelamento em *Balaenoptera brydei*. Por possível interação com pesca, destaque para a taxa observada em *Grampus griseus* e *Tursiops truncatus*, por serem espécies com grande número de indivíduos fotoidentificados, o que sugere um número considerável de indivíduos com essas lesões (n = 6 e n = 14, respectivamente).

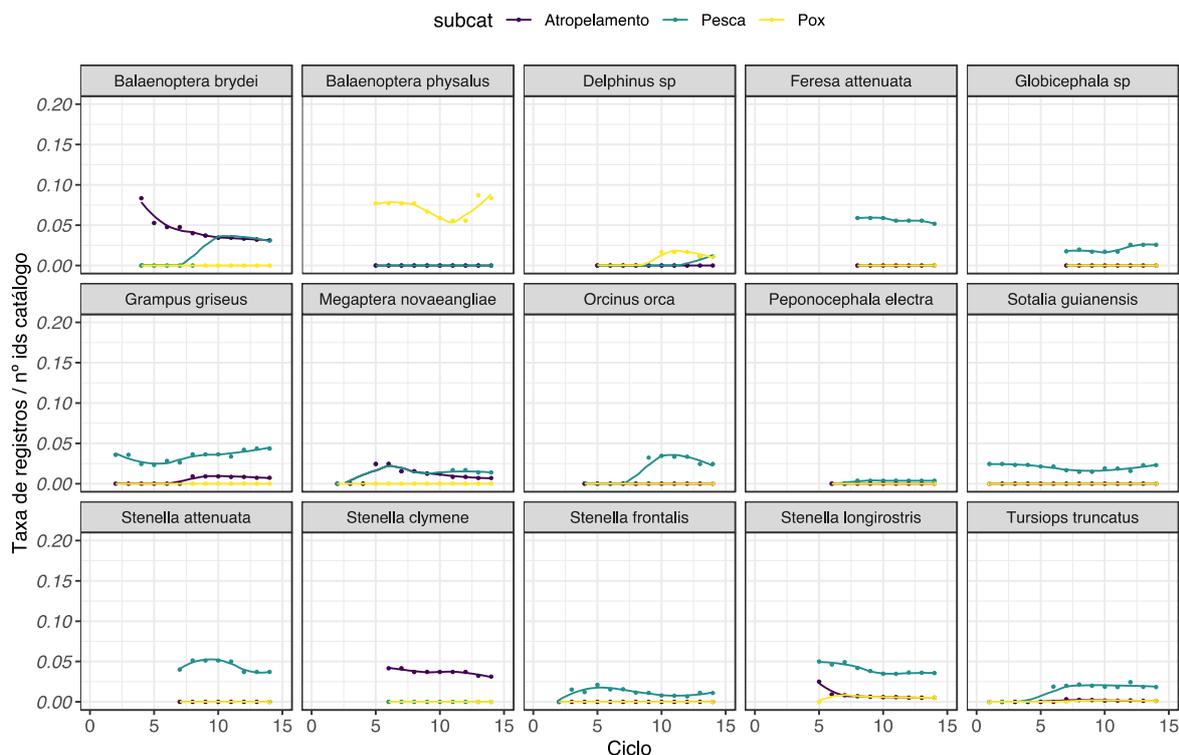


Figura V.5.1-2: Variação da taxa de ocorrência de lesões antrópicas (provável atropelamento e interação com pesca) e infecciosas (provável poxvírus), por espécie, ao longo dos ciclos.

A taxa de lesões semelhantes a poxvírus foi baixa para todas as espécies, porém mais alta em *Balaenoptera physalus* (n=2). Também ocorreu em *Balaenoptera borealis*, *Balaenoptera brydei*, *Peponocephala electra*, *Stenella clymene*, *Stenella frontalis*, *Stenella longirostris*, *Grampus griseus*, *Delphinus sp.* e *Orcinus orca* (**Figura V.5.1-3**). Poxvírus apresentam uma ampla gama de hospedeiros específicos: desde o vírus da varíola, que infecta o homem, ao vírus da vaccínia, que infecta várias espécies de mamíferos (MCFADDEN, 2005). Para *Balaenoptera brydei*, *Stenella clymene*, *Peponocephala electra* e *Grampus griseus*, esses são os primeiros registros.

Também vem chamando atenção uma interação interespecífica não humana: ao menos 15 espécies apresentaram lesões de prováveis mordidas de tubarão-charuto (*Isistius brasiliensis*). Para algumas espécies, entre elas *Stenella attenuata* e *Stenella longirostris*, mordidas de tubarão-charuto foram consideradas a *causa mortis* de infantes (SOUTO et al., 2007). A taxa dessas lesões foi maior em espécies de hábitos mais oceânicos, coerente com a distribuição de *Isistius brasiliensis*, que ocorre principalmente em águas oceânicas quentes e próximas a ilhas.

Para essas lesões, antrópicas e poxvírus, também é apresentada uma distribuição espacial de suas ocorrências por espécie (**Figura V.5.1-3**). Por ora, não é possível observar um padrão que indique maior área de ocorrência, embora esse acompanhamento se faça necessário em uma perspectiva de monitoramento. No caso das lesões por pesca, foram registradas tanto em áreas costeiras quanto oceânicas. O mesmo para as lesões por potencial atropelamento/colisão com embarcação, embora estas tenham ocorrido principalmente na porção norte da Bacia de Santos. Os registros de lesões por poxvírus estão distribuídos em áreas costeiras, na porção norte, e em águas oceânicas.

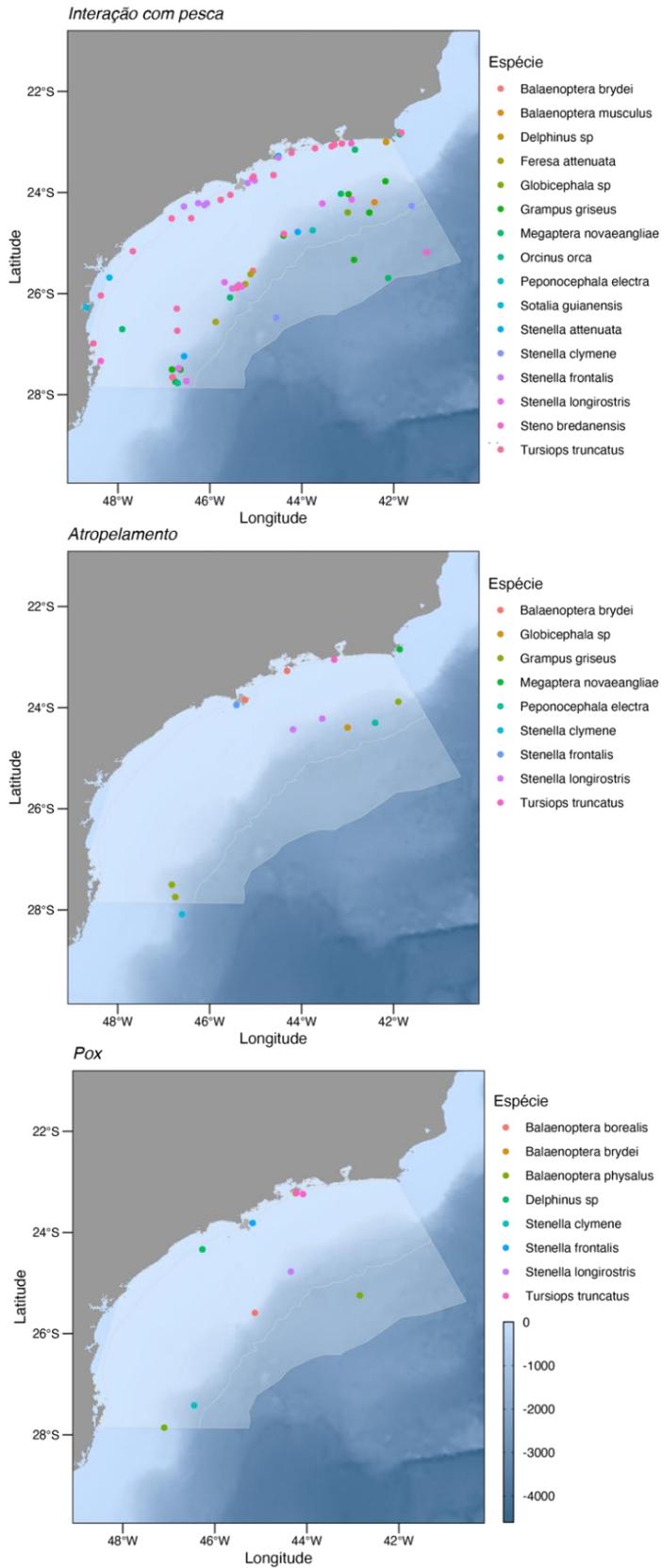


Figura V.5.1-3: Distribuição espacial de lesões antrópicas (provável atropelamento e interação com pesca) e infecciosas (provável poxvírus), por espécie.

V.5.2 Isótopos Estáveis ($\delta^{13}\text{C}$ E $\delta^{15}\text{N}$) em Pele

Os isótopos passaram a ser amplamente utilizados em estudos tróficos pelas suas propriedades químicas e interação com processos metabólicos. Assim, a razão de isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) varia substancialmente entre produtores primários com diferentes rotas fotossintéticas (i.e., plantas C3, C3 e CAM), mas muda pouco durante as transferências tróficas e pode ser usado para identificar a fonte do alimento e locais de forrageamento (LAYMAN et al., 2012). Já os isótopos estáveis de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) sofrem fracionamento sensível quando o alimento é transferido de nível trófico entre consumidores, sendo uma ferramenta poderosa para identificar a posição de um determinado animal na teia trófica (LAYMAN et al., 2012). Apesar das aparentes vantagens, inúmeros fatores ambientais, fisiológicos e procedimentos experimentais influenciam na assinatura isotópica de um determinado tecido e devem ser considerados para se estabelecer o chamado 'nicho isotópico': um meio para entender interações entre organismos em diferentes níveis de resolução ecológica (e.g., individual, populacional, comunidade, ecossistêmica) (SHIPLEY; MATICH, 2020).

Neste sentido, são apresentados os resultados da assinatura isotópica de C ($\delta^{13}\text{C}$) e N ($\delta^{15}\text{N}$) em amostras de biópsia de pele de animais avistados na Bacia de Santos nos anos de 2021 e 2022. O objetivo principal é utilizar os isótopos estáveis como ferramenta para identificar a estrutura da teia trófica de cetáceos na Bacia de Santos, identificando os locais de forrageamento, a posição na teia trófica, o compartilhamento de recursos e as interações entre as espécies. Desta forma, pretende-se fornecer informações para melhorar o manejo e dar subsídios para compreender a biodiversidade de cetáceos na Bacia de Santos.

Material & Métodos

A pele biopsada (a realização das biópsias seguiu o Procedimento Operacional 2, **Anexo III-1, Volume II**) de cada animal foi cuidadosamente limpa para retirar o excesso de gordura aderida, e em seguida liofilizadas por cerca de 4 dias. Ao menos duas alíquotas entre 0,20 e 0,30 mg (precisão de 0,001 mg) de pele foram pesadas em cápsulas de estanho, que foram cuidadosamente fechadas sem aprisionar ar no interior. Seguindo protocolo de Groß et al. (2021), não foi feita remoção prévia de lipídios, para evitar alterações nos valores de $\delta^{15}\text{N}$, sendo que os resultados de $\delta^{13}\text{C}$ seriam, caso necessário (ver item Resultados), corrigidos através de fórmula específica (POST et al., 2007), ver Procedimento Operacional 13 - Protocolo para determinação de isótopos estáveis ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) em amostras (biópsias) de pele (**Anexo V.5.2-1, Volume II**).

A determinação de carbono e nitrogênio foi realizada pelo método de combustão a seco em alta temperatura ($>1000\text{ }^{\circ}\text{C}$), utilizando um analisador elementar (Flash EA Serie 1112) equipado com detector de condutividade térmica. Em seguida, na mesma corrida, foi feita a determinação das razões $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ por meio de um espectrômetro de massas de razão isotópica (Delta V IRMS, Thermo) e considerando-se a notação delta (δ). Todos os valores (COT, NT, $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) foram reportados como a média de ao menos duas análises da pele de cada animal. As quantificações do COT e do NT foram baseadas em curva de calibração feita com o padrão de acetonitrila (C = 71,09 %, N = 10,36 %). Os gases de referência na análise isotópica foram calibrados com o material padrão certificado IAEA USGS40 ($\delta^{13}\text{C} = -26,39 \pm 0,04\text{ }_{\text{‰}}$, $\delta^{15}\text{N} = -4,52 \pm 0,06\text{ }_{\text{‰}}$).

Para controle analítico, a cada 6 amostras analisada em duplicata era analisada uma amostra do padrão IAEA USGS40 ($0,200 \pm 0,050\text{ mg}$), que apresenta valores certificados para razão isotópica ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) e elementar (C e N), como amostras desconhecida. Estas análises foram usadas para verificar a precisão e, também, a exatidão, uma vez que não há amostra de pele com resultados certificados para este tipo de análise. A Tabela II.1 apresenta os valores de referência e os obtidos no controle de qualidade das análises. Pode-se observar que os coeficientes de variação absoluto para cada parâmetro – uma medida da precisão das análises – para o carbono ($\delta^{13}\text{C}$ e Corg) apontaram uma variação da ordem de 1% (ou inferior) ao longo do período de análise, e para o nitrogênio

($\delta^{15}\text{N}$ e N_{total}) a variação foi também pequena, da ordem de 4%. Em relação à exatidão, estimada pelo erro relativo, os resultados para o carbono ($\delta^{13}\text{C}$ e Corg) foram melhores do que os de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$ e N_{total}), respectivamente da ordem de <1% a 2,5% e entre 2 e 9%, mas para os dois elementos os resultados podem ser considerados satisfatórios. Além disto, os limites de detecção (LD) e de quantificação (LQ) foram considerados numericamente iguais, sendo de 0,003 mg para C e 0,01 mg para N. Para as análises da razão de isótopos, apenas valores de pulso >500 mV foram considerados.

Tabela V.5.2-1: Resultados obtidos e respectivos erros relativos para isótopos ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) e composição elementar (Corg e N_{total}) do padrão USGS40 (ácido L-glutâmico). * DP = desvio-padrão e CV = coeficiente variação (absoluto).

Injeções	$\delta^{13}\text{C}$		$\delta^{15}\text{N}$		Corg		N_{total}	
	Obtido (%)	Erro relativo (%)	Obtido (%)	Erro relativo (%)	Obtido (%)	Erro relativo (%)	Obtido (%)	Erro relativo (%)
1	-26,092	-1,13	-4,765	5,89	40,976	0,38	10,218	7,33
2	-26,192	-0,75	-4,602	2,27	41,694	2,14	9,897	3,96
3	-26,302	-0,33	-4,658	3,51	41,591	1,89	9,702	1,91
4	-26,341	-0,18	-4,288	-4,71	40,675	-0,36	9,675	1,63
5	-26,225	-0,62	-4,381	-2,64	41,059	0,59	9,857	3,54
6	-26,223	-0,63	-4,699	4,42	41,990	2,87	10,383	9,07
7	-26,206	-0,69	-4,379	-2,69	41,858	2,54	9,968	4,71
8	-26,052	-1,28	-4,718	4,84	40,928	0,26	9,847	3,43
9	-26,622	0,88	-4,629	2,87	41,818	2,44	10,036	5,42
10	-26,152	-0,90	-4,803	6,73	40,778	-0,10	9,654	1,41
Média	-26,241	–	-4,592	–	41,337	–	9,924	–
DP	0,151	–	0,179	–	0,474	–	0,23	–
CV	0,577	–	3,908	–	1,147	–	3,998	–

Resultados

No presente relatório foram analisadas 35 amostras, coletadas nas campanhas do PMC-BS detalhadas na **Tabela V.5.2-2**. A lista do número de amostras por espécie é apresentada na **Tabela V.5.2-3**.

Tabela V.5.2-2: Detalhamento das amostras recebidas por campanha realizada no PMC-BS.

CAMPANHAS – PMC-BS	Pele (n amostras)
13 ^a Avistagem Embarcada e MAP	1
13 ^a Telemetria	12
14 ^a Avistagem Embarcada e MAP	5
14 ^a Telemetria	17
Total	35

Tabela V.5.2-3: Relação de amostras por espécie.

Espécie	Sigla	Número de amostras
<i>Balaenoptera borealis</i>	Ba.b	1
<i>Delphinus delphis</i>	D.sp	2
<i>Eubaleana australis</i>	Ba.au	1
<i>Megaptera novaeangliae</i>	Ba.mn	3
<i>Ornicus orca</i>	Or.o	1
<i>Stenella frontalis</i>	St.f	9
<i>Stenella clymene</i>	St.c	1
<i>Stenella longirostris</i>	St.l	6
<i>Steno bredanensis</i>	St.b	2
<i>Tursiops truncatus</i>	T.t	9
Total		35

Os resultados de isótopos ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) e a razão C/N (massa) de todas as amostras ($n = 35$) analisadas para este relatório estão detalhados na Tabela III.1. O valor médio de $\delta^{13}\text{C}$ foi de $-19,06 \pm 2,03 \text{ ‰}$, considerando todas as espécies analisadas. Este valor geral foi próximo ao observado nas espécies *S. longirostris* ($n = 6$; $\delta^{13}\text{C} = -19,29 \pm 0,93 \text{ ‰}$), *S. frontalis* ($n = 9$; $\delta^{13}\text{C} = -18,58 \pm 0,93 \text{ ‰}$) e *Balaenoptera borealis* ($n = 1$; $\delta^{13}\text{C} = -19,61 \text{ ‰}$). Com valores relativamente mais enriquecidos em ^{13}C estão as espécies *E. australis* ($n = 1$; $\delta^{13}\text{C} = -17,84 \text{ ‰}$), *Delphinus delphis* ($n = 2$; $\delta^{13}\text{C} = -18,48 \pm 0,91 \text{ ‰}$), *O. orca* ($n = 1$; $\delta^{13}\text{C} = -18,48$

‰), *S. bredanensis* (n = 2; $\delta^{13}\text{C} = -17,21 \pm 0,66$ ‰) e *T. truncatus* (n = 9; $\delta^{13}\text{C} = -18,15 \pm 1,27$ ‰). Já as espécies *S. clymene* (n = 1; $\delta^{13}\text{C} = -20,92$ ‰) e, de forma mais relevante, a baleia *M. novaeangliae* (n = 3; $\delta^{13}\text{C} = -24,21 \pm 2,41$ ‰), foram os animais cuja amostras de pele apresentaram os valores mais empobrecidos em ^{13}C .

Para os isótopos estáveis de nitrogênio, a média global de $\delta^{15}\text{N}$ foi de $13,16 \pm 2,14$ ‰ (Tabela III.3). Valores similares à esta média global foram medidos na espécie *Delphinus delphis* (n = 2; $\delta^{15}\text{N} = 13,08 \pm 0,15$ ‰), *S. frontalis* (n = 9; $\delta^{15}\text{N} = 13,77 \pm 1,45$) e *T. truncatus* (n = 9; $\delta^{15}\text{N} = 14,00 \pm 1,64$ ‰). As amostras de pele das espécies *B. borealis* (n = 1; $\delta^{15}\text{N} = 15,16$ ‰), *E. australis* (n = 1; $\delta^{15}\text{N} = 14,12$ ‰), *O. orca* (n = 1; $\delta^{15}\text{N} = 14,60$ ‰) e *S. bredanensis* (n = 2; $\delta^{15}\text{N} = 16,11 \pm 0,75$ ‰) apresentaram-se comparativamente mais enriquecidas em ^{15}N . Duas espécies se destacaram por terem a pele empobrecida em ^{15}N – *M. novaeangliae* (n = 3; $\delta^{15}\text{N} = 8,60 \pm 0,26$ ‰) e *S. frontalis* (n = 9; $\delta^{15}\text{N} = 13,77 \pm 1,45$ ‰).

Em relação à razão C/N (massa), a média global foi de $3,32 \pm 0,33$ (Tabela III.3). Do total de 35 amostras analisadas, em oito (22,8%) a razão C/N ficou entre 3,66 e 4,34. Estes valores são acima do limite de C/N = 3,5 geralmente utilizado para indicar influência do percentual de lipídios sobre os de $\delta^{13}\text{C}$ (POST et al., 2007) – detalhes no item de discussão.

Tabela V.5.2-4: Resultados da razão de isótopos estáveis de C ($\delta^{13}\text{C}$) e N ($\delta^{15}\text{N}$), assim como a razão C/N, de pele de cetáceos coletados em 2022 (ver Tabela III.1) durante o PMC-BS.

Nome espécie	Nome comum	sigla	Amostra (l)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	C/N (massa)
<i>Balaenoptera borealis</i>	baleia-sei	Ba.b	535	-19,61	15,16	3,18
<i>Delphinus delphis</i>	golfinho-comum	D.sp	541	-19,12	13,19	3,37
<i>Delphinus delphis</i>	golfinho-comum	D.sp	542	-17,83	12,98	3,02
<i>Eubaleana australis</i>	baleia-franca-Austral	Ba.au	588	-17,84	14,12	3,15
<i>Megaptera novaeangliae</i>	baleia-jubarte	Ba.mn	571	-25,94	8,41	3,32
<i>Megaptera novaeangliae</i>	baleia-jubarte	Ba.mn	572	-25,22	8,91	3,25
<i>Megaptera novaeangliae</i>	baleia-jubarte	Ba.mn	585	-21,45	8,50	3,16
<i>Orcinus orca</i>	orca	Or.o	533	-18,48	14,60	3,28
<i>Stenella frontalis</i>	golfinho-pintado-do-Atlântico	St.f	529	-19,11	14,42	4,02
<i>Stenella frontalis</i>	golfinho-pintado-do-Atlântico	St.f	531	-18,73	14,67	3,84
<i>Stenella frontalis</i>	golfinho-pintado-do-Atlântico	St.f	536	-20,34	12,36	4,34
<i>Stenella frontalis</i>	golfinho-pintado-do-Atlântico	St.f	537	-18,66	12,61	3,14
<i>Stenella frontalis</i>	golfinho-pintado-do-Atlântico	St.f	557	-18,43	13,02	3,13
<i>Stenella frontalis</i>	golfinho-pintado-do-Atlântico	St.f	564	-16,85	15,44	3,03
<i>Stenella frontalis</i>	golfinho-pintado-do-Atlântico	St.f	569	-17,96	15,64	3,25
<i>Stenella frontalis</i>	golfinho-pintado-do-Atlântico	St.f	570	-18,34	14,29	3,12
<i>Stenella frontalis</i>	golfinho-pintado-do-Atlântico	St.f	591	-18,80	11,49	3,10
<i>Stenella clymene</i>	golfinho-de-Clymene	St.c	523	-20,92	11,70	3,69
<i>Stenella longirostris</i>	golfinho-rotador	St.l	579	-19,73	12,24	3,42
<i>Stenella longirostris</i>	golfinho-rotador	St.l	580	-17,62	14,14	3,00
<i>Stenella longirostris</i>	golfinho-rotador	St.l	594	-19,04	11,17	3,13
<i>Stenella longirostris</i>	golfinho-rotador	St.l	595	-19,19	11,23	3,07
<i>Stenella longirostris</i>	golfinho-rotador	St.l	597	-20,15	11,08	3,87
<i>Stenella longirostris</i>	golfinho-rotador	St.l	598	-20,03	11,08	3,78
<i>Steno bredanensis</i>	golfinho-de-dentes-rugosos	St.b	524	-16,75	16,64	3,56

<i>Steno bredanensis</i>	golfinho-de-dentes-rugosos	St.b	547	-17,68	15,57	3,21
<i>Tursiops truncatus</i>	golfinho-nariz-de-garrafa	T.t	527	-17,59	14,47	3,44
<i>Tursiops truncatus</i>	golfinho-nariz-de-garrafa	T.t	545	-19,51	13,01	3,14
<i>Tursiops truncatus</i>	golfinho-nariz-de-garrafa	T.t	555	-19,71	12,58	3,15
<i>Tursiops truncatus</i>	golfinho-nariz-de-garrafa	T.t	559	-18,35	12,22	3,08
<i>Tursiops truncatus</i>	golfinho-nariz-de-garrafa	T.t	560	-16,78	16,70	3,21
<i>Tursiops truncatus</i>	golfinho-nariz-de-garrafa	T.t	563	-16,85	16,07	2,98
<i>Tursiops truncatus</i>	golfinho-nariz-de-garrafa	T.t	574	-19,95	12,17	3,66
<i>Tursiops truncatus</i>	golfinho-nariz-de-garrafa	T.t	584	-17,44	14,41	2,86
<i>Tursiops truncatus</i>	golfinho-nariz-de-garrafa	T.t	599	-17,18	14,36	3,08

Discussão

Correção matemática dos resultados de $\delta^{13}\text{C}$ em função da relação C/N

Há uma extensa literatura (e.g., TEIXEIRA et al., 2022) relacionada com a possível influência da presença de lipídios sobre a assinatura isotópica de amostras de biota. Isto porque lipídios são empobrecidos em ^{13}C em comparação com proteínas devido a questões metabólicas, e caso estejam em grande proporção podem causar um desvio negativo nos resultados de $\delta^{13}\text{C}$ em amostras de biota (FOCKEN; BECKER, 1998; WILSON et al., 2014) – este efeito não ocorre com o $\delta^{15}\text{N}$, visto que lipídios praticamente não contêm nitrogênio (Logan et al., 2008).

A proporção relativa de lipídios e proteínas pode ser estimada através da composição elementar (C e N). Valores acima de 3,5 para a razão C/N indica tecidos ricos em lipídios e possível interferência na assinatura isotópica do carbono (FOCKEN & BECKER, 1998; BISI et al., 2013; TROINA et al., 2020a). Isto pode ser resolvido através da remoção prévia dos lipídios via extração com solvente, mas como este procedimento pode afetar os valores de $\delta^{15}\text{N}$, uma opção é apenas aplicar uma correção matemática do $\delta^{13}\text{C}$ no tecido original, ou realizar duas análises: $\delta^{13}\text{C}$ em alíquota extraída e $\delta^{15}\text{N}$ em outra alíquota sem extração (Groß et al., 2021).

Como está definido no Procedimento Operacional 13 (**Anexo V.5.2-1, Volume II**), as amostras de pele foram analisadas em duplicata mas sem extração prévia de lipídios. De fato, em número reduzido de amostras havia material para

mais duas réplicas após o procedimento. Assim, em valores de C/N (massa) acima de 3,5, seria aplicado um fator de correção para o $\delta^{13}\text{C}$, seguido a fórmula proposta por Post et al. (2007): $\delta^{13}\text{C}_{\text{normalizado}} = \delta^{13}\text{C}_{\text{original}} - 3,32 + 0,99 \times \text{C/N}_{(\text{massa})}$.

Nas 35 amostras de biópsia de pele analisadas para o presente relatório, a média global de C/N foi de $3,32 \pm 0,33$ (**Tabela V.5.2-2**). Este valor é ligeiramente inferior, por exemplo, às médias de C/N entre 3,5 e 4,5 encontradas em amostras de pele (biópsia) de animais ao longo da margem continental sul e sudeste brasileira (Troina et al., 2020a). Mais amostras, de outras campanhas, são necessárias para acompanhar a tendência na variação de C/N nos animais da Bacia de Santos e comparar com dados pretéritos.

Com base nos dados obtidos de C/N, não é necessário aplicar a correção matemática nos valores de $\delta^{13}\text{C}$. Mesmo nas oito amostras nas quais a razão C/N foi superior a 3,5 – três amostras de *S. frontalis* (C/N entre 3,84 e 4,34), uma amostra de *S. clymene* (C/N = 3,69), duas amostras de *S. longirostris* (C/N = 3,78 e 3,87), uma amostra de *S. bredanensis* (C/N = 3,56) e uma amostra de *T. truncatus* (C/N = 3,66) - , a média de $\delta^{13}\text{C}_{\text{original}}$ foi de $-19,50 \pm 1,31$ ‰, enquanto a média do $\delta^{13}\text{C}_{\text{normalizado}}$ foi de $-19,01 \pm 1,24$ ‰. Devido à pequena diferença, decidiu-se considerar neste primeiro relatório os resultados de $\delta^{13}\text{C}$ sem aplicar a correção matemática. Pretende-se fazer análises de $\delta^{13}\text{C}$ em pele antes e após extração com solvente para construir uma equação de correção específica para os animais coletados, ao invés de usar o algoritmo geral proposto por Post et al. (2007) citado acima.

Variação e distribuição espacial de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de cetáceos na Bacia de Santos

A variação de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ entre as 10 espécies de cetáceos analisadas no presente relatório é apresentada na Figura IV.2.1. No caso de $\delta^{13}\text{C}$, observamos que os valores para todas as espécies, exceto a baleia jubarte, apresentaram valores relativamente mais empobrecidos em ^{13}C do que o reportado em trabalhos anteriores com biópsias de pele envolvendo as mesmas espécies e na mesma região (PASCHOALINI; SANTOS, 2020; TROINA et al., 2020a). Já diversos outros trabalhos foram realizados com músculo ou pele de animais encontrados mortos ou que foram capturados em redes de pesca, cujos resultados não podem ser comparados aos de animais vivos (e.g., BISI et al., 2013; BAPTISTA et al., 2016).

O trabalho de Troina et al. (2020a) reporta valores de $\delta^{13}\text{C}$ para quase todas as espécies analisadas no PMC-BS – exceto para baleia-franca-austral (*E. australis*) e baleia-jubarte (*M. novaeangliae*). Os animais desse trabalho foram coletados nas porções SE (Bacia de Santos) e S (Bacia de Pelotas) da margem continental brasileira, e as análises feitas em tecidos sem extração prévia de lipídios, sendo depois aplicada uma correção matemática para o $\delta^{13}\text{C}$. Foram encontrados valores na faixa de $-13,6\text{‰}$ (*S. clymene*) a cerca de $-16 \pm 0,7\text{‰}$ (*T. truncatus*) e $-17,2 \pm 0,3\text{‰}$ (*S. longirostris*). No presente trabalho, os resultados são mais empobrecidos em ^{13}C do que os obtidos por Troina et al. (2020a), como exemplificado para os animais com mais amostras coletadas (Figura IV.2.1): *T. truncatus* ($\delta^{13}\text{C} = -18,15 \pm 1,27\text{‰}$, $n = 9$) e *S. frontalis* ($\delta^{13}\text{C} = -18,58 \pm 0,93\text{‰}$, $n = 9$) e *S. longirostris* ($\delta^{13}\text{C} = -19,29 \pm 0,93\text{‰}$, $n = 6$). Por outro lado, é interessante observar que nossos valores são mais próximos ao $\delta^{13}\text{C}$ “não corrigido” reportado em Troina et al (2020a). Isto sugere que a presença de lipídio nas nossas amostras – sabidamente empobrecido em ^{13}C (Teixeira et al., 2022) – pode estar levando a uma subestimativa da assinatura isotópica do C. No entanto, como discutido no item IV.1, mesmo aplicando a correção matemática, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ do presente trabalho continua sendo mais negativos do que os reportados na literatura para a mesma região (PASCHOALINI; SANTOS, 2020; TROINA et al., 2020a). Também devemos considerar que os animais no trabalho de Troina et al. (2020a) foram coletados entre 2009 e 2015, e a diferença temporal pode ter algum efeito sobre os resultados de $\delta^{13}\text{C}$.

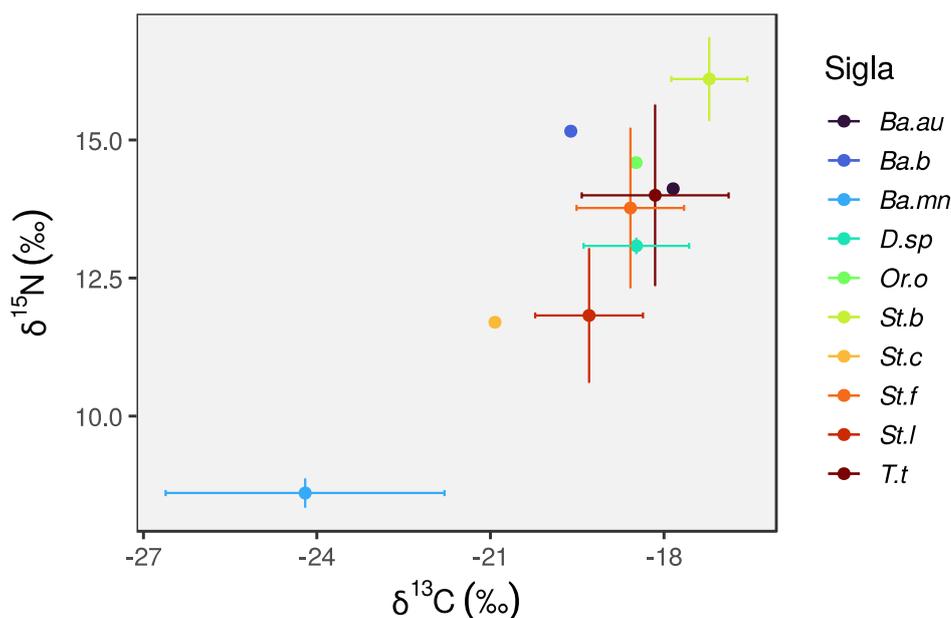


Figura V.5.2-1: Gráfico bi-plot com média ($\pm DP$) de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ em amostras de pele de cada espécie de cetáceo analisada em 2022 no PMC-BS.

É importante destacar que a aplicação de uma correção matemática no trabalho de Troina et al. (2020a) foi feita com base em fórmula empírica a partir de 16 amostras (entre o total de 277 amostras) que foram analisadas antes e depois da extração de lipídios. Como a aplicação de uma fórmula genérica (ver subitem *Correção matemática dos resultados de $\delta^{13}C$ em função da relação C/N*) não levou a diferenças significativas de $\delta^{13}C$ após correção, torna-se necessário obter uma relação empírica específica para os animais coletados no PMC-BS. Estas análises estão sendo realizadas, mas os resultados não foram ainda obtidos a tempo de entrar no presente relatório.

Em relação ao $\delta^{15}N$, os resultados do presente trabalho (**Figura V.5.2-1**) são comparáveis aos obtidos por Troina et al. (2020a). Desta forma, enquanto se busca descobrir o motivo dos resultados mais negativos de $\delta^{13}C$ do que o reportado na literatura, será feita uma avaliação da dinâmica e ecologia trófica das espécies mais representativas da coleta de 2022 do PMC-BS com base, essencialmente, nos dados de $\delta^{15}N$.

Para o golfinho-pintado-do-Atlântico (*S. frontalis*), foi sugerida a existência de duas populações, localizadas no sudeste (menor $\delta^{15}N$) e no sul (maior $\delta^{15}N$) da

margem continental (TROINA et al., 2020a). Nas amostras de 2022 do PMC-BS, as espécies coletadas de *S. frontalis* foram encontradas em águas rasas próximas aos litorais norte de SP e sul do RJ, com grande variâncias nos dados tanto de $\delta^{13}\text{C}$ (**Figura V.5.2-2**) como de $\delta^{15}\text{N}$ (**Figura V.5.2-3**). Mas, é interessante observar que $\delta^{15}\text{N}$ mais baixo (12 a 13 ‰) foram medidos nas amostras 536, 537 e 557, coletadas em animais localizados na plataforma média/externa, enquanto valores mais altos de $\delta^{15}\text{N}$ (14-15 ‰) foram medidos em animais localizados em águas mais rasas, bem próximas ao litoral (**Figura V.5.2-3**). Já foi observado que há um enriquecimento isotópico de ^{15}N animais da base da cadeia alimentar (zooplâncton) entre a quebra de plataforma e águas *offshore* (TROINA et al., 2020b) e, aparentemente, com base nos dados de *S. frontalis* do PMC-BS, este efeito de enriquecimento de ^{15}N é aumentado no caso de animais encontrados em águas ainda mais rasas. Como a *S. frontalis* se encontra no nível mais inferior da teia trófica em relação a outras espécies de golfinhos (pela sua posição do $\delta^{15}\text{N}$; **Figura V.5.2-1**), sua assinatura isotópica pode ser mais afetada pela composição isotópica do zooplâncton.

Para os golfinhos-nariz-de-garrafa (*T. truncatus*), a maior parte dos animais foi amostrada na porção sul da bacia (em torno de 27°S), mas alguns animais foram coletados no litoral do RJ (em torno de 24°S). Em quatro dos cinco animais da porção sul os valores de $\delta^{15}\text{N}$ são mais altos (15,1 a 16,7 ‰; **Figura V.5.2-3**), e em três dos quatro animais mais ao norte o $\delta^{15}\text{N}$ é bem mais baixo (8,9 a 13,2 ‰; **Figura V.5.2-3**). Esta diferença sugere hábitos alimentares diferentes dos animais das duas regiões. Trata-se de uma hipótese que necessita de mais dados para ser verificada, mas que é consistente com as observações de Troina et al. (2020b), com animais do sul enriquecidos em ^{15}N em relação aos animais do sudeste capturados naquele estudo.

Os espécimes de golfinho-rotador (*S. longirostris*) foram avistados em águas profundas, e todas as seis amostras coletadas apresentaram $\delta^{15}\text{N}$ ($11,82 \pm 1,22$ ‰) mais baixos que as outras duas espécies de golfinhos mais amostradas em 2022 (*S. frontalis* e *T. truncatus*; ver acima). Esta espécie possui populações mais densas em águas oceânicas (500-1000 m, DI TULLIO et al., 2016), consistente com a avistagem do PMC-BS em 2022 (**Figura V.5.2-3**), e os baixos valores de $\delta^{15}\text{N}$ atestam a sua posição trófica em níveis inferiores em comparação com outros golfinhos encontrados no Atlântico Sul oriental (TROINA et al., 2020a).

Apenas dois indivíduos do golfinho-comum (*Delphinus delphis*) foram coletados em 2022, ambos na região de Cabo Frio e bem próximo ao litoral (**Figura V.5.2-3**). O $\delta^{15}\text{N}$ destes animais ficou entre 12,98 e 13,19 ‰. Estes valores são inferiores aos observados em animais avistados mais ao sul e em águas mais profundas ($14,7 \pm 1,4$ ‰ e $15,6 \pm 1,4$ ‰, Troina et al., 2020a), o que sugere diferença nos hábitos alimentares entre os animais localizados em regiões com características oceanográficas distintas.

Outra espécie com apenas dois indivíduos coletados foi o golfinho-dentes-rugosos (*S. bredanensis*). Os espécimes foram avistados em águas rasas, sendo um no litoral de Santa Catarina e outro no litoral do Rio de Janeiro. Estes animais apresentaram os maiores valores de $\delta^{15}\text{N}$ (15,57 ‰ e 16,64 ‰) e, portanto, ocupam o nível trófico mais elevado entre as espécies amostradas.

Por fim, a orca (*O.orca*) teve o $\delta^{15}\text{N}$ (14,60 ‰) de uma única amostra relativamente mais alto do que outros animais coletados mais ao sul do país ($\delta^{15}\text{N} = 12,08 \pm 0,2$ ‰, TROINA et al., 2020a). Portanto, esta espécie pode ocupar níveis tróficos mais altos ou baixos em função do alimento que está consumindo.

Para as baleias, há um número reduzido de amostras (**Tabela V.5.2-3**), mas os valores de $\delta^{15}\text{N}$ foram diferentes entre as espécies. Duas espécies apresentaram valores enriquecidos em ^{15}N , embora com apenas uma amostra para cada espécie: $\delta^{15}\text{N}$ de 15,16 ‰ para a baleia-sei (*B. borealis*) e $\delta^{15}\text{N}$ de 14,12 ‰ para a baleia-franca-Austral (*E.australis*). Assim, estas duas espécies ocupam nichos mais elevados entre as espécies de cetáceos observados na baía de Santos. Há que considerar, no entanto, que pode haver mudanças nas assinaturas isotópicas de ^{15}N , como registrado para a *B.borealis* coletadas na Islândia ($8,9 \pm 0,6$ ‰, GARCÍA-VERNET et al., 2021). A grande variabilidade na assinatura isotópica está diretamente associada com as mudanças na fonte de alimento durante a migração regular destes animais (REISS et al., 2020).

Por fim, no caso das amostras de No caso da baleia jubarte (*M. novaeangliae*), em três espécimes coletados em 2022 no PMC-BS, o $\delta^{13}\text{C}$ foi de $-24,21 \pm 2,41$ ‰, enquanto o $\delta^{15}\text{N}$ foi de $8,60 \pm 0,26$ (**Figura V.5.2-1**). Estes valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ são da mesma ordem de grandeza ao encontrado em baleias jubarte coletadas entre Antártica e Austrália (BENGTSON NASH et al., 2018). Mas, os animais da mesma espécie coletados na costa do Canadá (JOHNSON; DAVOREN,

2021) apresentam valores mais enriquecidos em ^{13}C ($\delta^{13}\text{C} = -18,90\text{‰}$) e em ^{15}N ($\delta^{15}\text{N} = 14,55$ a $15,03 \text{‰}$) do que os animais do Atlântico mais empobrecidos em $\delta^{15}\text{N}$. Assim, a grande diferença de habitats e de condições ambientais pode esta relacionada com a diferença na assinatura isotópica do C entre animais amostrados na Bacia de Santos e na Costa do Canadá.

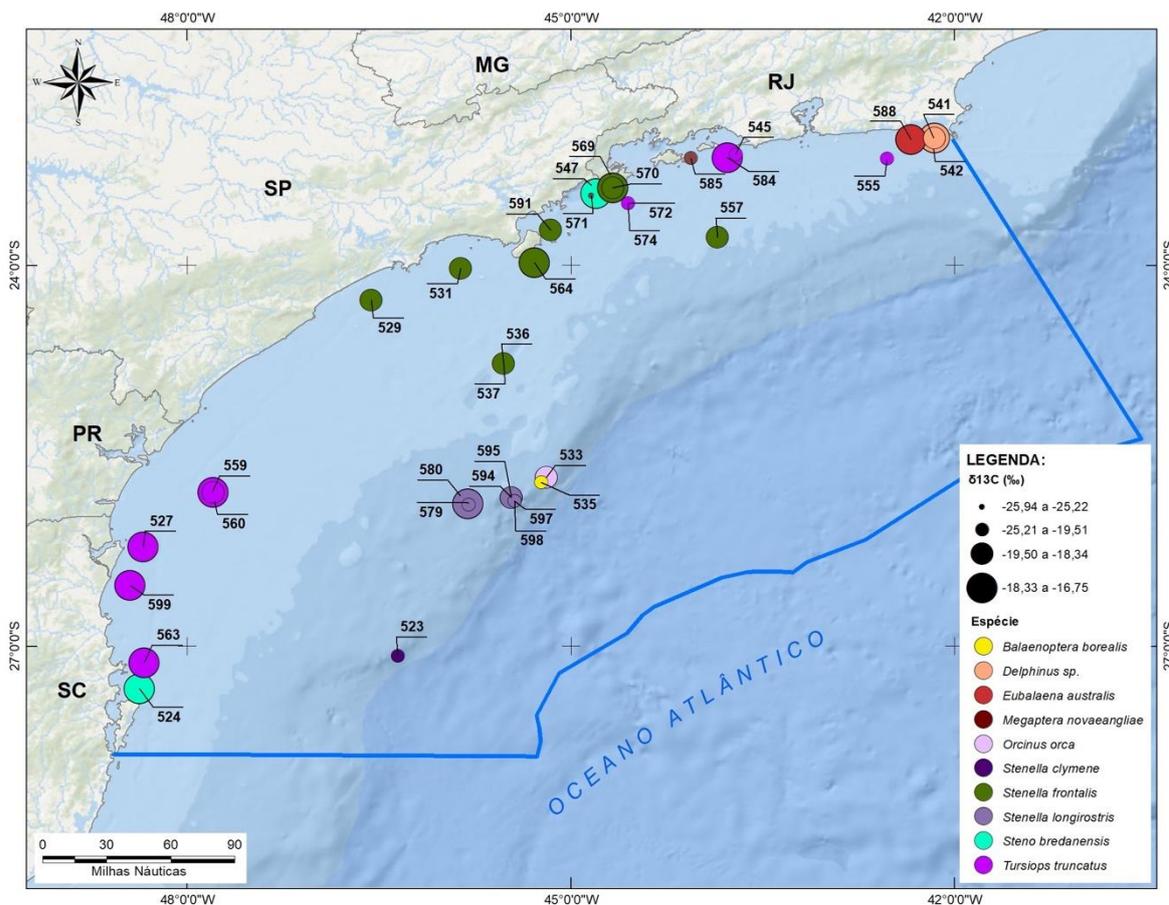


Figura V.5.2-2: Distribuição espacial de $\delta^{13}\text{C}$ segundo localização de coleta dos animais na Bacia de Santos nas campanhas do PMC-BS de 2022.

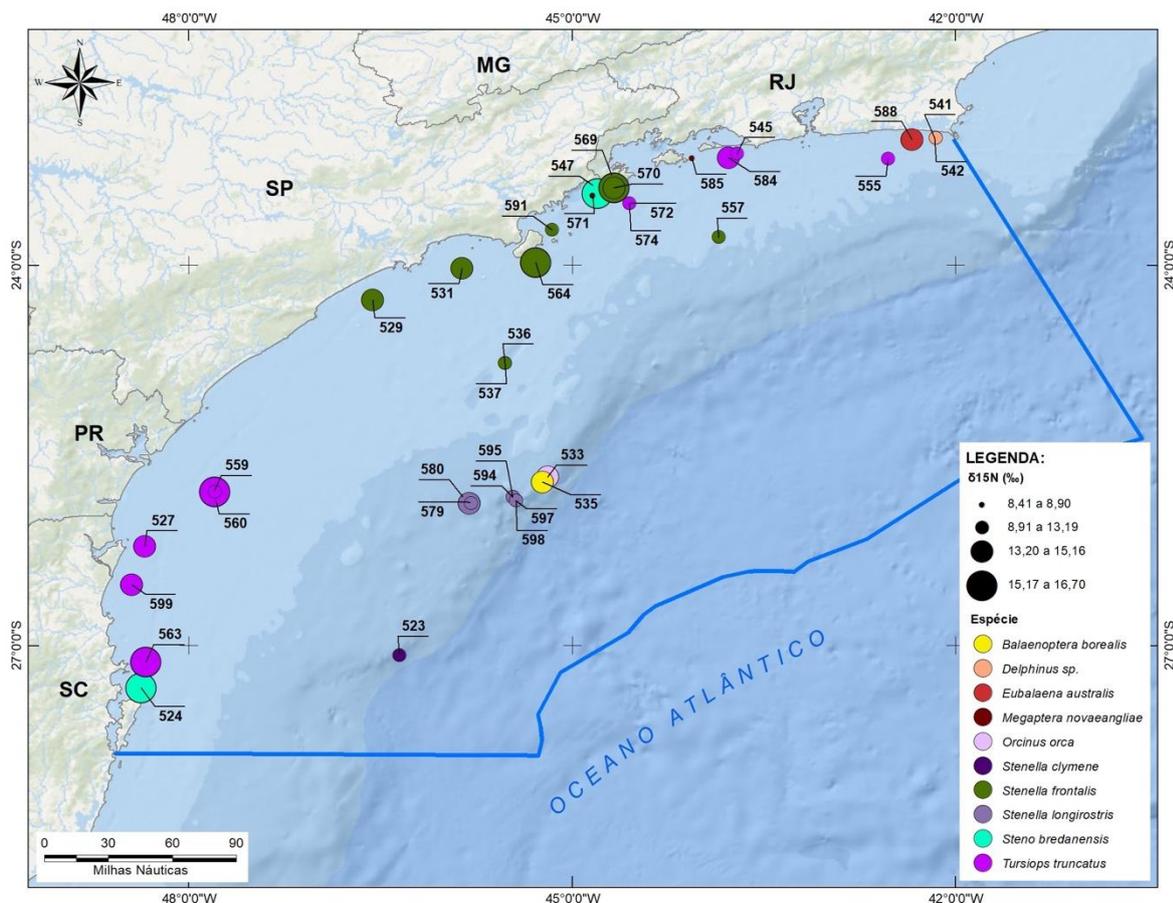


Figura V.5.2-3: Distribuição espacial de $\delta^{15}\text{N}$ segundo localização de coleta dos animais na Bacia de Santos nas campanhas do PMC-BSde 2022.

Considerações finais

No presente relatório foram apresentados e discutidos os dados de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de 35 amostras de pele de 10 espécies de cetáceos que ocorrem na Bacia de Santos. Os resultados para $\delta^{13}\text{C}$ foram inferiores aos encontrados na literatura, mesmo após aplicar a correção matemática nas amostras com $\text{C/N} > 3,5$, visto que foram analisadas amostras sem remoção prévia de lipídios. Há grande controvérsia neste ponto, com diferentes procedimentos para avaliar a influência de lipídios (empobrecidos em ^{13}C) sobre os resultados de $\delta^{13}\text{C}$ em amostras biológicas (TEIXEIRA et al., 2022). A investigação que vem sendo conduzida no âmbito do PMC-BS visa contribuir nesta discussão, através a identificação de fatores de correção de $\delta^{13}\text{C}$ específico para as espécies mais abundantes da bacia.

Já os resultados de $\delta^{15}\text{N}$ foram mais consistentes e auxiliaram na interpretação preliminar dos hábitos alimentares e da distribuição geográfica das

espécies amostradas. Com a obtenção de mais dados será possível utilizar ferramentas estatísticas a fim de avançar no conhecimento da ecologia trófica e áreas de forrageamento de cetáceos na Bacia de Santos.

V.5.3 Compostos Orgânicos - Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) e Oganohalogenados em Tecido Adiposo

A extensão da ocupação humana e suas atividades em cada área estão diretamente ligadas aos seus efeitos nos ecossistemas e diversas classes de contaminantes derivados destas atividades antrópicas são ameaças para a saúde e biodiversidade dos oceanos (CANUEL et al., 2012; RUDDIMAN, 2013).

A concentração e o posterior acúmulo de contaminantes em organismos marinhos, processo conhecido como bioacumulação, é governado por fenômenos complexos. Ele resulta, em resumo, do balanço entre a incorporação (bioconcentração) e a capacidade de biotransformação deste contaminante pelo organismo em questão (depuração). A bioconcentração, amplamente conhecida pelo termo *uptake*, está associada à disponibilidade do contaminante e à sua tendência de incorporação pelo organismo.

A toxicidade dos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), por exemplo, tende a ser proporcional ao seu peso molecular, ao contrário de sua solubilidade. Assim, embora comparativamente menos tóxicos, os HPAs de menor peso molecular tendem a apresentar a maior tendência de bioacumulação por serem mais solúveis em água (DJOMO et al., 1996)

Em relação à depuração de contaminante – capacidade do organismo em ‘eliminar’ contaminantes por via metabólica –, sua eficácia depende do nível trófico e da classe de contaminante considerada. Para os organoclorados – pesticidas e bifenilas policloradas (PCBs), por exemplo –, as taxas de remoção são muito baixas (HALL et al., 2018). Desta forma, além de bioacumular em organismos marinhos, a concentração de organoclorados aumenta de forma exponencial no tecido animal devido à sua transferência ao longo da cadeia trófica (i.e., biomagnificação). Por outro lado, para os HPAs se observa que a capacidade em biotransformar ou metabolizar cresce com a posição da espécie na teia trófica. Portanto, há tendência

de menor acúmulo de HPAs em organismos conhecidos como “topo de cadeia” (MEADOR et al., 1995; Neff, 2002).

A transferência dos chamados poluentes orgânicos persistentes (POPs), como as múltiplas classes de compostos organoclorados (e.g., pesticidas, bifenilas policloradas), é efetiva através de toda a cadeia alimentar – desde o fitoplâncton até os mamíferos (BALMER et al., 2019). Os POPs são, pela Convenção de Estocolmo, classificados como substâncias orgânicas que possuem uma combinação particular de propriedades físicas e químicas. Estes compostos, uma vez libertados no ambiente, permanecem intactos durante longos períodos, tornam-se amplamente distribuídos por todo o ambiente, acumulam-se nos tecidos adiposos, são encontrados em concentrações mais elevadas na cadeia alimentar e são tóxicos tanto para os seres humanos como para a vida selvagem (ERDOGRUL et al., 2005; SUN et al., 2018).

Além dos POPs organoclorados, os éteres difenílicos polibromados (PBDEs, na sigla em inglês) também possuem potencial para biomagnificação, tendo comportamento similar aos POPs e sendo considerados “contaminantes emergentes”. Este grupo inclui substâncias potencialmente tóxicas sobre as quais os efeitos e/ou a presença no ambiente são ainda pouco conhecidos. Emergente se refere à preocupação que estas substâncias têm trazido à luz dos novos conhecimentos adquiridos sobre seus impactos reais e potenciais à saúde humana e ambiental. Em virtude dos efeitos nocivos à saúde humana e ao meio ambiente, as formulações Penta-BDE e Octa-BDE foram banidas do mercado europeu no ano de 1998 e nos Estados Unidos a proibição ocorreu em 2004 (MUENHOR et al., 2010). Já a formulação Deca-BDE só foi proibida na União Europeia no ano de 2008 e no mercado dos Estados Unidos em 2013 (ALONSO et al., 2014).

Os cetáceos são os principais predadores nos ecossistemas marinhos e, portanto, estão propensos a acumular elevadas concentrações de poluentes orgânicos (HITES, 2004; COVACI et al., 2006; LAW et al., 2006), especialmente em águas costeiras contaminadas (AGUILAR et al., 2002). Assim, os níveis e distribuição de poluentes orgânicos nos cetáceos são importantes indicadores do estado de contaminação e do impacto ambiental nas águas costeiras (KO et al., 2014).

Neste item, o presente Relatório Anual aborda a avaliação e a interpretação de resultados de HPA e compostos orgânicos halogenados em amostras de biópsia de tecido adiposo de cetáceos realizadas na Bacia de Santos durante as campanhas do PMC-BS no período de julho de 2021 a julho de 2022. O objetivo é apresentar e avaliar os resultados de quantificação desses compostos – HPAs, PCBs e PBDEs – em amostras analisadas entre julho de 2021 e julho de 2022, coletadas no âmbito do PMC-BS.

V.5.3.1 Método Analítico

Para a determinação de contaminantes orgânicos foram coletadas amostras de tecido adiposo de cetáceos de biópsias realizadas durante as campanhas do PMC-BS (ver Procedimento Operacional 2 – PO2, **Anexo III-1, Volume II**) e posteriormente armazenadas em nitrogênio líquido até a chegada ao laboratório (LabMAM). As análises foram realizadas na Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Departamento de Química, Laboratório de Estudos Marinhos e Ambientais (LabMAM), sob coordenação do Prof. Dr. Renato S. Carreira, conforme os procedimentos descritos neste item. A Tabela II.1 contém as informações de coleta e recebimento das amostras no laboratório.

Tabela II. 1 – Informações de coleta e recebimento das amostras do PMC-BS – Cadeia de Custódia.

Data de coleta	Data de entrada	Espécie	Matriz	Lacre	Descrição
08/07/21	22/08/22	<i>Stenella frontalis</i>	Tecido adiposo	C520	
21/07/22	23/08/22	<i>Stenella attenuata</i>	Tecido adiposo	C586	indivíduo adulto
18/08/21	23/08/22	<i>Stenella clymene</i>	Tecido adiposo	C522	indivíduo . adulto, amostra retirada abaixo da nadadeira dorsal, lado direito
28/08/21	23/08/22	<i>Steno bredanensis</i>	Tecido adiposo	C524	Abaixo da dorsal, lado direito, indivíduo adulto
30/08/21	23/08/22	<i>Tursiops truncatus</i>	Tecido adiposo	C525	indivíduo adulto, amostra retirada do dorso a frente dorsal
02/09/21	23/08/22	<i>Stenella frontalis</i>	Tecido adiposo	C528	
05/09/21	23/08/22	<i>Orcinus orca</i>	Tecido adiposo	C532	Animal tagueado: PPT 208549 limpet (setup black)
09/09/21	23/08/22	<i>Tursiops truncatus</i>	Tecido adiposo	C538	
09/09/21	23/08/22	<i>Tursiops truncatus</i>	Tecido adiposo	C540	
11/09/21	23/08/22	<i>Delphinus</i> sp.	Tecido adiposo	C543	

Data de coleta	Data de entrada	Espécie	Matriz	Lacre	Descrição
19/09/21	23/08/22	<i>Stenella longirostris</i>	Tecido adiposo	C546	Amostra da base da nadadeira dorsal, lado esquerdo. indivíduo adulto. Grupo misto + 40 <i>Stenella attenuata</i>
28/09/21	23/08/22	<i>Stenella frontalis</i>	Tecido adiposo	C548	
22/01/22	23/08/22	<i>Stenella frontalis</i>	Tecido adiposo	C550	
30/01/22	23/08/22	<i>Stenella frontalis</i>	Tecido adiposo	C551	
01/02/22	23/08/22	<i>Stenella clymene</i>	Tecido adiposo	C552	
13/02/22	23/08/22	<i>Tursiops truncatus</i>	Tecido adiposo	C553	
13/02/22	23/08/22	<i>Tursiops truncatus</i>	Tecido adiposo	C554	Tiro na base dorsal do lado direito. indivíduo adulto Foi utilizada ponteira esterilizada com água fervente e álcool
16/02/22	23/08/22	<i>Stenella frontalis</i>	Tecido adiposo	C556	Tiro atrás da dorsal. indivíduo adulto
24/02/22	23/08/22	<i>Stenella longirostris</i>	Tecido adiposo	C558	
26/02/22	23/08/22	<i>Tursiops truncatus</i>	Tecido adiposo	C561	Tiro antes da dorsal
27/02/22	23/08/22	<i>Tursiops truncatus</i>	Tecido adiposo	C562	Tiro atrás da dorsal
29/06/22	23/08/22	<i>Stenella frontalis</i>	Tecido adiposo	C565	indivíduo adulto, biópsia do lado direito da área dorsal
02/07/22	23/08/22	<i>Stenella frontalis</i>	Tecido adiposo	C568	Coletada da parte dorsal, a frente da nadadeira dorsal Biópsia na porção dorsal, anterior a nadadeira dorsal, mais para o lado esquerdo do animal
26/02/22	23/08/22	<i>Stenella frontalis</i>	Tecido adiposo	C569	
02/07/22	23/08/22	<i>Megaptera novaeangliae</i>	Tecido adiposo	C571	Amostra de isótopo tirada abaixo da nadadeira dorsal
03/07/22	23/08/22	<i>Tursiops truncatus</i>	Tecido adiposo	C573	Amostra abaixo da dorsal, flanco esquerdo
08/07/22	23/08/22	<i>Stenella longirostris</i>	Tecido adiposo	C578	Entre nadadeira dorsal e pedúnculo no lado esquerdo
08/07/22	23/08/22	<i>Balaenoptera borealis</i>	Tecido adiposo	C582	Animal com nadadeira dorsal cortada
16/07/22	23/08/22	<i>Tursiops truncatus</i>	Tecido adiposo	C583	Animal marcado com: LIMPET PTT224118
17/07/22	23/08/22	<i>Megaptera novaeangliae</i>	Tecido adiposo	C585	indivíduo adulto, dorsal lateral direita. Biópsia simultânea com o CATS na Telemetria
21/07/22	23/08/22	<i>Balaenoptera borealis</i>	Tecido adiposo	C587	
22/07/22	23/08/22	<i>Eubalaena australis</i>	Tecido adiposo	C588	indivíduo adulto, região dorsal do lado direito. Transmissor satelital do tipo implantável (TUBE). PTT197758/FOTOID coletada com drone
24/07/22	23/08/22	<i>Stenella frontalis</i>	Tecido adiposo	C589	Amostra coletada abaixo da nadadeira dorsal do lado direito
24/07/22	23/08/22	<i>Stenella frontalis</i>	Tecido adiposo	C590	Amostra coletada na nadadeira dorsal, lado direito
25/07/22	23/08/22	<i>Balaenoptera</i>	Tecido adiposo	C592	

Data de coleta	Data de entrada	Espécie	Matriz	Lacre	Descrição
26/07/22	23/08/22	<i>physalus</i> <i>Stenella</i> <i>longirostris</i>	Tecido adiposo	C596	
26/07/22	23/08/22	<i>Stenella</i> <i>longirostris</i>	Tecido adiposo	C597	AG. Biópsia na porção dorsal, ao lado da nadadeira dorsal lado esquerdo
28/07/22	23/08/22	<i>Tursiops</i> <i>truncatus</i>	Tecido adiposo	C599	indivíduo adulto, região lateral a dorsal. Animal do mesmo grupo de um indivíduo marcado com LIMPET

V.5.3.1.1 Extração e determinação do teor lipídico

A extração das amostras foi baseada no método USEPA 3540C. Cerca de 0,25 g (precisão $\pm 0,001$ g) de amostra de tecido adiposo úmida foi homogeneizada com 10 g de sulfato de sódio e acondicionada em aparelho Soxhlet. Após adição do padrão sub-rogado (100 ng de *p*-terfenil- d_{14} e 100 ng de PCB 103), a extração foi realizada com 200 mL de mistura diclorometano:hexano (1:1), durante 8 horas. O volume do extrato bruto foi reduzido em evaporador rotatório com banho-maria a temperatura inferior a 40 °C, e avolumado a 1 mL em balão volumétrico. Em seguida, uma alíquota de 0,1 mL do extrato foi retirada para determinação do teor de lipídios. Para a determinação do teor lipídico, uma alíquota de 0,1 mL do extrato bruto, após concentração a volume conhecido (ver item II.1), foi transferida para um frasco de vidro previamente pesado em balança analítica. Após a evaporação total do solvente, em temperatura ambiente, cada frasco foi novamente pesado e a diferença de massa (resíduo) foi utilizada no cálculo do teor de lipídios em porcentagem (USEPA 8290, adaptado de MAGALHÃES et al., 2017).

O teor de umidade das amostras foi determinado por gravimetria. Uma alíquota de amostra, com massa entre 0,30 e 0,50 g (precisão de $\pm 0,01$ g), foi transferida para um frasco de vidro previamente pesado em balança analítica, e mantida em estufa aberta na temperatura de 60 °C até verificação de peso constante. A diferença de peso entre a massa da amostra úmida e a massa da amostra seca foi considerada como o teor de umidade, expresso como porcentagem em relação ao peso inicial (úmido) da amostra.

V.5.3.1.2 Purificação

O extrato bruto restante da etapa II.1. (i.e., 0,9 ml) foi purificado, inicialmente, por cromatografia de adsorção. Foi usada uma coluna de vidro (20 cm de altura x 8 mm de diâmetro interno) preenchida – da base para o topo, com auxílio de n-hexano – com 16 g de alumina e 8 g de sílica (ambas desativadas com 5% do peso proporcional de água), além de 1 g de sulfato de sódio. O extrato foi cuidadosamente colocado no topo da coluna e a purificação se deu por eluição com 80 mL de solução diclorometano:hexano (1:1). O extrato purificado foi concentrado a 0,5 mL.

Em seguida, o excesso de lipídios ainda presente no extrato foi removido por cromatografia por exclusão de tamanho. Foi utilizado um cromatógrafo em fase líquida de alta eficiência (CLAE) equipado com um detector de UV/Visível e montado com uma pré-coluna Phenogel 03B-2090K0 Guard 10 µm, 50 x 7,8 mm conectada em série a uma coluna Phenogel 10µ, 100 Å, 22,5 x 250 mm. A eluição foi realizada com diclorometano, a um fluxo de 5 mL min⁻¹. A fração eluída até 30 minutos foi descartada e a fração eluída entre 30 e 40 minutos foi coletada, em frasco descontaminado, para a análise de HPA, PCBs e PBDEs. Esses tempos para a coleta da fração de interesse foram determinados pela injeção de mistura de padrões e monitoramento do sinal. A fração recolhida foi concentrada em evaporador rotatório, avolumada a 1 mL e adicionada mistura de padrões internos para quantificação (HPAs - naftaleno-d₈, acenafteno-d₁₀, fenantreno-d₁₀, criseno-d₁₂ e perileno-d₁₂; PCBs/PBDEs - TCMX), cada um em concentração fixa igual a 100 ng mL⁻¹.

V.5.3.1.3 Análise instrumental: identificação e quantificação dos HPAs

A análise instrumental para os HPA seguiu o protocolo USEPA 8270E, que tem como base a cromatografia em fase gasosa acoplada à espectrometria de massas (CG-EM). As condições instrumentais estão listadas na Tabela II.3.1. A calibração do equipamento foi feita com curva de calibração com 12 concentrações (0,50; 1,0; 2,0; 5,0; 10; 20; 50; 100; 200; 400; 1000 e 2000 ng mL⁻¹) de solução contendo os 16 HPA controlados pelo método — naftaleno, acenaftileno, acenafteno, fluoreno, fenantreno, antraceno, fluoranteno, pireno, benzo(a)antraceno, criseno, benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno,

benzo(a)pireno, indeno(1,2,3-c,d)pireno, dibenzo(a,h)antraceno, benzo(ghi)perileno) — além de dibenzotiofeno, perileno e benzo(e)pireno. Em cada solução da curva de calibração há ainda os padrões internos deutero (naftaleno-d₈, acenafteno-d₁₀, fenantreno-d₁₀, crisenos-d₁₂ e perileno-d₁₂), cada um em concentração fixa igual a 100 ng mL⁻¹, nos quais a quantificação foi baseada. O método também inclui os seguintes compostos alquilados: 1-metil-naftaleno, 2-metilnaftaleno, C2 naftalenos, C3 naftalenos, C4 naftalenos, C1 fluorenos, C2 fluorenos, C3 fluorenos, C1 dibenzotiofenos, C2 dibenzotiofenos, C3 dibenzotiofenos, C1 (fenantrenos + antracenos), C2 (fenantrenos + antracenos), C3 (fenantrenos + antracenos), C4 (fenantrenos+antracenos), C1 (fluorantenos+pirenos), C2 (fluorantenos+pirenos), C1 crisenos e C2 crisenos. Os compostos alquilados foram identificados com base no perfil de compostos em uma amostra de petróleo e quantificados com base na curva do seu composto parental correspondente. No total, o método identifica e quantifica 37 HPAs individuais ou grupos de HPAs.

O limite de detecção do método foi determinado como sendo o triplo do desvio padrão de 7 replicatas de brancos de método. Já o limite de quantificação foi estabelecido como o menor ponto da curva de calibração dividido pela massa extraída.

O controle de qualidade do procedimento analítico envolveu a realização dos seguintes procedimentos: (i) inclusão de dois brancos do método (análise de 10 g de sulfato de sódio), (ii) de duas amostras fortificadas com um padrão contendo os 16 HPAs prioritários e (iii) um controle de curva de calibração (padrão de HPAs de um lote diferente daquele usado para fazer a curva) para cada lote de 20 amostras analisadas.

Um dos brancos analisados teve todos os compostos abaixo do limite de quantificação e o outro apresentou apenas naftaleno na concentração de 8,92 ng g⁻¹, comprovando a não contaminação ao longo da análise. Nas amostras fortificadas cada batelada era aprovada se o valor obtido estiver entre 40 – 100% (para HPAs com 3 anéis) ou entre 60 – 120% (HPAs entre 4 e 6 anéis), e se o desvio-padrão para cada composto adicionado ficasse abaixo de 20% entre as réplicas. O aceite do controle de curva de calibração para cada batelada de amostras se dá quando o valor obtido estiver entre 80 – 120% do esperado.

Além desses controles analíticos, também foi adotado a avaliação do branco do sistema cromatográfico através da injeção de *n*-hexano no início de cada lote de análise e a cada 20 análises, a fim de verificar a presença de interferentes no sistema que comprometam a quantificação da amostra. Não foram observados interferentes.

O critério de aceitação para a recuperação do padrão sub-rogado (*p*-terfenil-d₁₄), adicionado no início da extração, entre 40 e 120%. Todas as amostras obtiveram recuperação satisfatória.

Tabela II.3.1 – Equipamentos e condições utilizadas para análise de HPA em tecido adiposo de cetáceos oriundos do PMC-BS – período de julho de 2021 a julho de 2022

Equipamento	EM - Finnigan modelo ISQ
	CG – Finnigan modelo TraceGC
Coluna	J&W DB-5msMSD (30 m, 0,25 mm de DI e 0,25 µm de filme)
Programa de temperatura	50 °C durante 5 min
	50 °C min ⁻¹ até 80 °C
	6 °C min ⁻¹ até 280 °C durante 20 min
	12 °C min ⁻¹ até 305 °C durante 10 min
Gás de arraste	hélio a 1,2 ml min ⁻¹
Volume de Injeção	1 µL

V.5.3.1.4 Análise instrumental: identificação e quantificação dos PCBs e PBDEs

A análise instrumental para os PCB e PBDE seguiu o protocolo USEPA 8270E, que tem como base a cromatografia em fase gasosa acoplada à espectrometria de massas (CG-EM). As condições instrumentais estão listadas na Tabela III.4.1. A calibração do equipamento foi feita com curva de calibração com 9 concentrações (1,0; 5,0; 10; 20; 50; 80; 100; 150 e 200 ng mL⁻¹) de solução contendo os seguintes PCBs PCB 49, PCB 52, PCB 66, PCB77, PCB 81, PCB 95, PCB 101, PCB 110, PCB 114, PCB 118, PCB 123, PCB 138, PCB 141, PCB 149, PCB 151, PCB 153, PCB 156, PCB 157, PCB 169, PCB 174, PCB177, PCB 180, PCB 189, PCB 194, PCB 195 e PCB 206. Na mesma solução e com a mesma concentração também estão o PBDE 28, PBDE 47, PBDE 99, PBDE 100, PBDE153, PBDE 154 e PBDE 183. Em cada solução da curva de calibração há

ainda o padrão interno TCMX em concentração fixa igual a 100 ng mL^{-1} , nos quais a quantificação foi baseada.

O limite de detecção do método foi determinado como sendo o triplo do desvio padrão de 7 replicatas de brancos de método. Já o limite de quantificação foi estabelecido como o menor ponto da curva de calibração dividido pela massa extraída.

O controle de qualidade do procedimento analítico envolveu a realização de dois brancos do método (análise de 10 g de sulfato de sódio) e de duas amostras fortificadas com padrões contendo os PCBs e PBDEs. Todos os compostos nas amostras de branco estiveram abaixo do limite de quantificação. Nas amostras fortificadas cada batelada era aprovada se o valor obtido estiver entre 60 – 120% do valor esperado. O critério de aceitação para a recuperação do padrão subrogado (PCB 103), adicionado no início da extração, entre 60 e 120%. Todas as amostras obtiveram recuperação satisfatória.

Tabela II.4.1- Equipamentos e condições utilizadas para análise de PCBs e PBDEs em tecido adiposo de cetáceos oriundos do PMC-BS – período de julho de 2021 a julho de 2022

Equipamento	EM - Finnigan modelo ISQ CG – Finnigan modelo TraceGC
Coluna	J&W DB-5msMSD (30 m, 0,25 mm de DI e 0,25 μm de filme)
Programa de temperatura	75 °C durante 3 min 15 °C min^{-1} até 150 °C 2 °C min^{-1} até 260 °C 10 °C min^{-1} até 300 °C durante 10 min
Gás de arraste	hélio a $1,2 \text{ ml min}^{-1}$
Volume de Injeção	1 μL

V.5.3.1.5 Análise instrumental: identificação e quantificação dos Pesticidas Organoclorados

A análise instrumental para os Pesticidas seguiu o protocolo USEPA 8081E, que tem como base a cromatografia em fase gasosa acoplada ao detector de captura de elétrons (CG-DCE). As condições instrumentais estão listadas na Tabela II.5.1. A calibração do equipamento foi feita com curva analítica com 9 concentrações (1,0; 5,0; 10; 20; 50; 80; 100; 150 e 200 ng mL^{-1}) de solução

contendo todos os pesticidas analisados (alfa-HCH, beta-HCH, gama-HCH, delta-hch, aldrin, isodrin, dieldrin, endrin, heptacloro, heptacloro epóxido a, heptacloro epóxido b, oxiclordana, gama-clordana, alfa-clordana, o,p'-DDE, p,p'-DDE, o,p'-DDD, p,p'-DDD, o,p'-DDT, p,p'-ddt, endosulfan I, endosulfan II, metoxicloro, mirex). A quantificação foi baseada na padronização interna, utilizando-se como padrão interno o TCMX em concentração fixa igual a 100 ng mL⁻¹. O limite de detecção do método foi determinado como sendo o triplo do desvio padrão de 7 replicatas de brancos do método. Já o limite de quantificação foi estabelecido como o menor ponto da curva de calibração dividido pela massa extraída.

O controle de qualidade do procedimento analítico envolveu a realização de dois brancos do método (análise de 10 g de sulfato de sódio) e de duas amostras fortificadas com padrões contendo os pesticidas clorados de interesse. Todos os compostos nas amostras de branco estiveram abaixo do limite de quantificação. Nas amostras fortificadas cada batelada era aprovada se o valor obtido estiver entre 60 – 120% do valor esperado. O critério de aceitação para a recuperação do padrão sub-rogado (PCB 103), adicionado no início da extração, entre 60 e 120%. Todas as amostras obtiveram recuperação satisfatória.

Tabela III.5.1 – Equipamentos e condições utilizadas para análise de pesticidas organoclorados em tecido adiposo de tetrápodes marinhos oriundos do PMP-BS – período de julho de 2021 a julho de 2022

Equipamento	CG – DCE
Coluna	J&W DB-5MS (30 m; 0,25 mm de diâmetro interno e 0,25 µm de filme)
Programa de temperatura	60 °C durante 3 min 5 °C min ⁻¹ até 150 °C durante 5 min 1 °C min ⁻¹ até 200 °C 8 °C min ⁻¹ até 300 °C durante 4,5 min
Gás de arraste	Hélio a 1,2 mL min ⁻¹
Volume de injeção	1 µL

V.5.3.2 Resultados e Discussão

Os resultados das análises no tecido adiposo dos cetáceos são apresentados a seguir e posteriormente separados por classes de contaminantes (HPA, PCB, PBDE e pesticidas organoclorados). Dentro de cada classe serão discutidas as principais características de contaminação e distribuição dos

compostos entre as espécies amostradas. Todos os resultados estão apresentados em ng g^{-1} de peso úmido.

Foram analisados ao todo 38 amostras de biópsias de tecido adiposo, englobando doze diferentes espécies. As coletas de amostras foram efetuadas através do lançamento de dardos nos animais durante as campanhas de Avistagem Embarcada e MAP e de Telemetria do PMC-BS realizados em 2021 e 2022 (Tabela III.1)

Tabela III.1 – Nome comum e científico das espécies amostradas para análise de contaminantes orgânicos, respectivas siglas, lacres e número (n) amostral – durante o PMC-BS nos anos de 2021 e 2022

Nome Comum	Espécie	Sigla	Lacres	n
baleia-sei	<i>Balaenoptera borealis</i>	Ba.b	C582, C587	2
baleia-fin	<i>Balaenoptera physalus</i>	Ba.ph	C592	1
baleia-franca-austral	<i>Eubalaena australis</i>	Ba.au	C588	1
baleia-jubarte	<i>Megaptera novaeangliae</i>	Ba.mn	C571, C585	2
golfinho-de-Clymene	<i>Stenella clymene</i>	St.c	C522, C552	2
golfinho-comum	<i>Delphinus sp.</i>	D.sp	C543	1
golfinho-de-dentes-rugosos	<i>Steno bredanensis</i>	St.b	C524	1
golfinho-nariz-de-garrafa	<i>Tursiops truncatus</i>	T.t	C525, C538, C540, C553, C554, C561, C562, C573, C583, C599	10
golfinho-pintado-do-Atlântico	<i>Stenella frontalis</i>	St.f	C520, C528, C548, C550, C551, C556, C565, C568, C589, C590, C569	11
golfinho-pintado-pantropical	<i>Stenella attenuata</i>	St.a	C586	1
golfinho-rotador	<i>Stenella longirostris</i>	St.l	C546, C558, C578, C596, C597	5
orca	<i>Orcinus orca</i>	Or.o	C532	1
			Total	38

O resumo dos resultados encontrados, considerando todas as amostras é exposto na Tabela III.2. Destaca-se na tabela a alta frequência de amostras com valores abaixo do limite de quantificação (<LQ %), especialmente para os HPAs. A soma dos 16 HPAs prioritários pela EPA ($\Sigma_{16}\text{HPAs}$) ficou abaixo do limite de quantificação em 95% das amostras, sendo este percentual de 92% para o total de HPAs ($\Sigma_{37}\text{HPAs}$), 74% para ΣPBDEs , 66% para ΣPCBs e variando entre 21 e 97%

para os diferentes grupos de pesticidas clorados. A variabilidade destas observações entre as diferentes espécies coletadas será discutida nos subitens específicos.

Tabela III.2 – Sumário estatístico dos contaminantes orgânicos para todas as amostras analisadas do PMC-BS, concentrações em ng g^{-1} (peso úmido) – anos de 2021 e 2022.

	Σ PCBs	Σ PBDEs	Σ_{16} HPAs	Σ_{37} HPAs
n	38	38	38	38
Média	226	24,9	5,19	7,42
Desvio	510	60,1	23,7	26,9
Mínimo	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Q1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Mediana	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Q3	239	12,2	<LQ	<LQ
Máximo	2472	237	132	132
<LQ (%)*	66	74	95	92
	Σ HCHs	Σ Drins	Σ Clordanas	Σ DDTs
n	38	38	38	38
Média	0,93	12,7	1,97	223
Desvio	5,71	25,8	7,11	322
Mínimo	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Q1	<LQ	<LQ	<LQ	13,8
Mediana	<LQ	<LQ	<LQ	83,7
Q3	<LQ	10,7	<LQ	356
Máximo	35,2	123	32,4	1397
<LQ (%)*	97	55	92	21
	Σ Endosulfans	Metoxicloro	Mirex	
n	38	38	38	
Média	28,4	0,99	45,3	
Desvio	104	3,43	110	
Mínimo	<LQ	<LQ	<LQ	
Q1	<LQ	<LQ	<LQ	
Mediana	<LQ	<LQ	<LQ	
Q3	<LQ	<LQ	39,7	
Máximo	595	13,6	466	
<LQ (%)*	84	92	63	

* menor do que limite de quantificação de cada parâmetro: Σ_{16} HPAs = 10 ng g^{-1} ; Σ_{37} HPAs = 10 ng g^{-1} ; PCBs, PBDES e pesticidas: $9,25 \pm 7,31 \text{ ng g}^{-1}$ (função da massa de cada amostra).

A alta frequência de compostos abaixo do limite de quantificação é evidenciada na distribuição dos dados pela diferença entre as medianas e as médias obtidas, assim como pelo elevado desvio padrão em relação à média (Tabela III.2). Todos os valores de medianas de concentração foram inferiores ao limite de quantificação (LQ) de cada metodologia, exceto para DDT. Já as concentrações médias (\pm DP) foram de $5,19 \pm 23,7 \text{ ng g}^{-1}$ para $\Sigma_{16}\text{HPAs}$ e de $7,42 \pm 26,9 \text{ ng g}^{-1}$ para $\Sigma_{37}\text{HPAs}$. Para o ΣPCBs , a média global (todas as 38 amostras analisadas) foi de $226 \pm 510 \text{ ng g}^{-1}$, enquanto para o ΣPBDEs , $24,9 \pm 60,1 \text{ ng g}^{-1}$. Para os pesticidas clorados, as médias de concentração foram de $0,93 \pm 5,71 \text{ ng g}^{-1}$ para a soma de HCHs (alfa-HCH, beta-HCH, gama-HCH e delta-HCH), $12,7 \pm 25,8 \text{ ng g}^{-1}$ para a soma de Drins (aldrin, isodrin, dieldrin e endrin), $1,97 \pm 7,11 \text{ ng g}^{-1}$ para para clordanas totais (heptacloro, heptacloro epóxido A, heptacloro epóxido B, oxiclordana, gama-clordana, e alfa-clordana), $223 \pm 322 \text{ ng g}^{-1}$ para DDTs totais (op'-DDE, p,p'-DDE, o,p'-DDD, p,p'-DDD, o,p'-DDT e p,p'-DDT), $28,4 \pm 104 \text{ ng g}^{-1}$ para a soma de endossulfans (endossulfan I, endossulfan II), $0,99 \pm 3,43 \text{ ng g}^{-1}$ para o metoxicloro e $45,3 \pm 110 \text{ ng g}^{-1}$ para o mirex. A heterogeneidade da distribuição dos contaminantes em tecido adiposo pode ser visualizada no gráfico tipo box-plot das concentrações (Figura III.1 e Figura III.2).

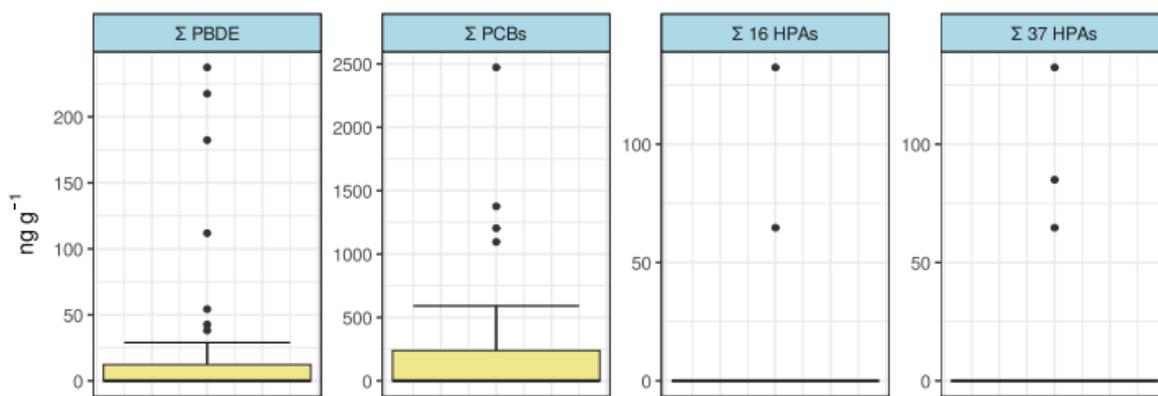


Figura III.1 – Box-Plot (mediana, range interquartil, mínimo, máximo e valores extremos) para a concentração dos contaminantes orgânicos (HPAs, PCBs e PBDEs) em todas as amostras do PMC-BS coletadas em 2021 e 2022. Todos os valores em peso úmido de tecido adiposo.

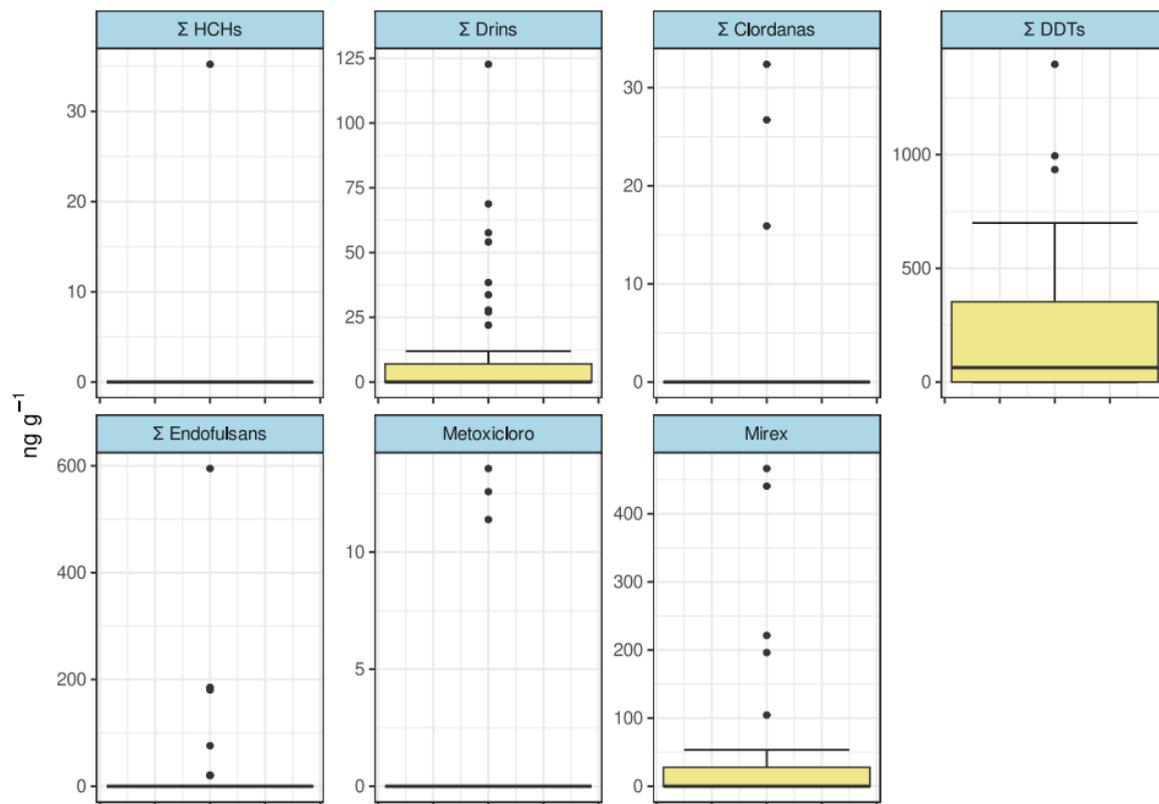


Figura III.2 – Box-Plot (mediana, range interquartil, mínimo, máximo e valores extremos) para a concentração dos contaminantes orgânicos (pesticidas organoclorados) em todas as amostras coletadas em 2021 e 2022. Todos os valores em peso úmido de tecido adiposo.

V.5.3.2.1 Distribuição e ocorrência de HPAs

Os detalhes dos resultados das análises de HPAs nas amostras por espécie são apresentados na Tabela III.1.1. Observa-se que apenas três das doze espécies apresentaram amostras com HPAs acima do limite de detecção – *Stenella frontalis*, *Stenella longirostris* e *Tursiops truncatus* (Figura III.1.1). Para a espécie *Stenella frontalis* foram quantificados dois compostos (fluoranteno e antraceno) em apenas uma das onze amostras recebidas. Para a espécie *Stenella longirostris* foi detectado pireno em uma de cinco amostras e para a espécie *Tursiops truncatus* foram detectados C1 e C2 fluorantenos em uma das dez amostras coletadas. A distribuição média e desvio padrão da composição dos HPAs por espécie é destacado na Figura III.1.2.

A bioacumulação de compostos orgânicos é bastante complexa em organismos marinhos. Numerosos fatores influenciam a taxa e a progressão da bioacumulação em organismos aquáticos (ALEGBELEYE et al., 2017), incluindo propriedades físico-químicas, teor de carbono orgânico, tempo de contato (envelhecimento), taxa de dessorção, fonte dos HPAs, toxicocinética, modo de alimentação, metabolismo, fatores de acumulação, fisiologia do organismo, além de tamanho e comportamento do organismo (Meador, 2008).

Tabela III.1.1 – Resultados dos HPAs em ng g⁻¹ (peso úmido), Σ 16 prioritários e Σ total, para todas as amostras analisadas divididas por espécie do PMC-BS – período de julho de 2021 a julho de 2022

Espécie	n	Σ16HPAs								Σ37HPAs							
		Média	Desvio	Mínimo	Q1	Mediana	Q3	Máximo	<LQ (%)	Média	Desvio	Mínimo	Q1	Mediana	Q3	Máximo	<LQ (%)
<i>Balaenoptera borealis</i>	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Balaenoptera physalus</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Delphinus sp.</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Eubalaena australis</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Megaptera novaeangliae</i>	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Orcinus orca</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Stenella attenuata</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Stenella clymene</i>	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Stenella frontalis</i>	11	12	39,9	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	132	90	12	39,9	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	132	91
<i>Stenella longirostris</i>	5	12,9	28,9	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	64,7	80	12,9	28,9	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	64,7	80
<i>Steno bredanensis</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Tursiops truncatus</i>	10	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100	8,5	26,9	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	85	90

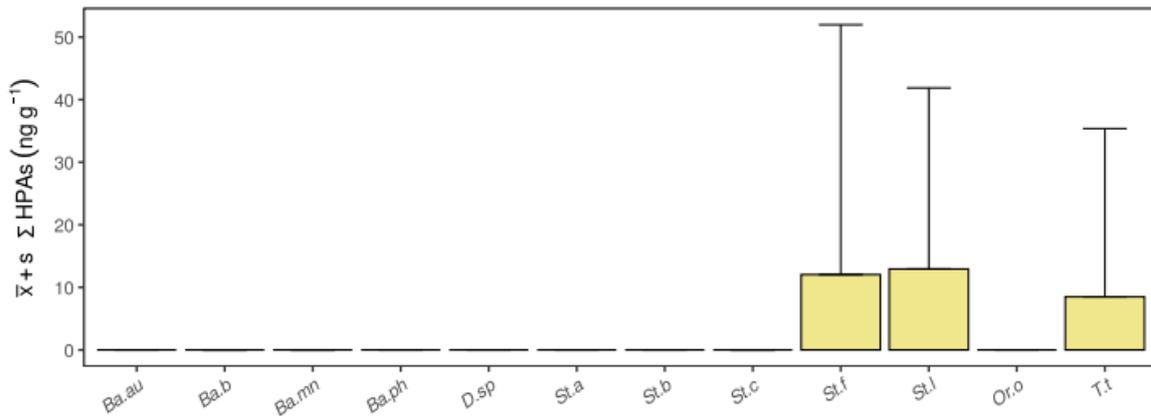


Figura III.1.1 – Distribuição de HPAs (média e desvio padrão) em ng g^{-1} (peso úmido) por espécie para as amostras de tecido adiposo coletadas pelo PMC-BS coletadas em 2021 e 2022

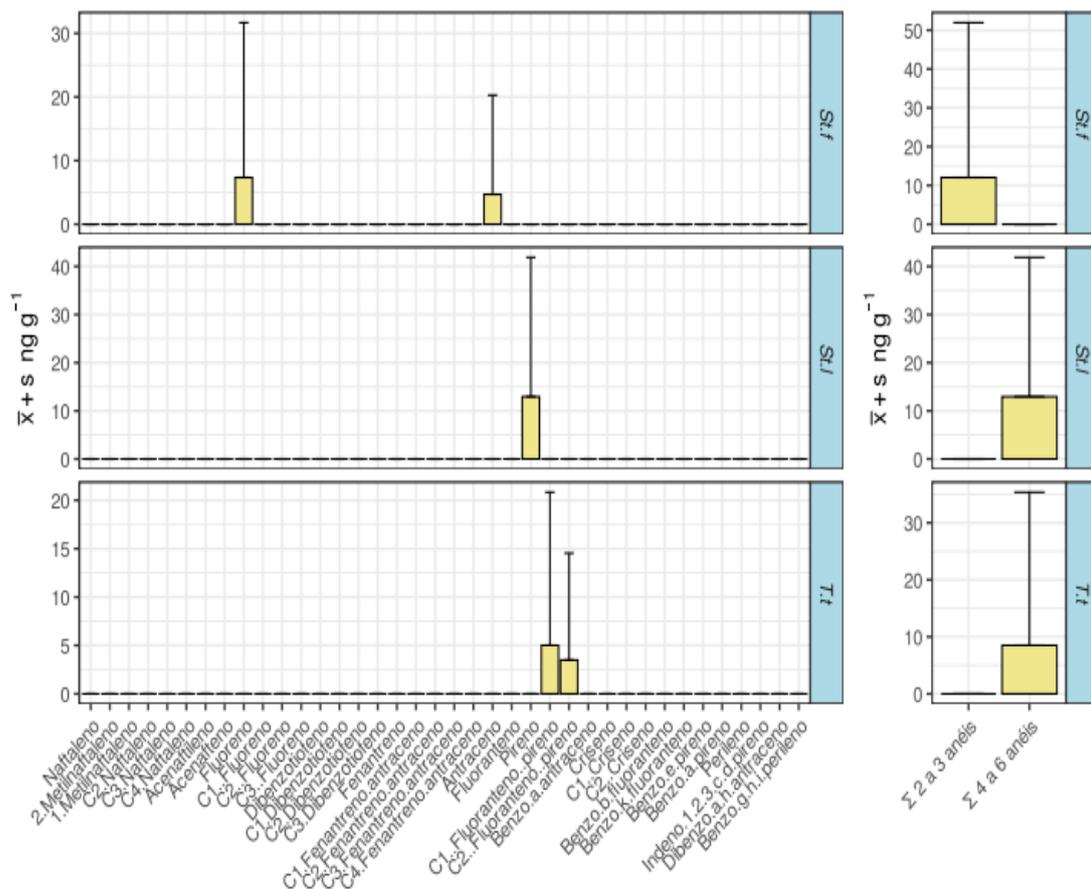


Figura III.1.2 – Distribuição de HPAs (média e desvio padrão) em ng g^{-1} (peso úmido) para as amostras de *Stenella frontalis* (St.f), *Stenella longirostris* (St.l) e a *Tursiops truncatus* (T.t) do PMC-BS coletadas em 2021 e 2022.

No caso de mamíferos, o potencial para bioacumulação de HPAs é bem reduzido (EMURA et al., 2006), fato que fica evidenciado nas poucas observações e concentrações encontradas desta classe de compostos nas amostras analisadas no atual relatório. Apenas em ambientes sob exposição crônica de longa duração a concentração destes compostos em cetáceos se torna muito acima dos limites de quantificação (SANGANYADO et al., 2018).

As concentrações de HPAs encontradas para as amostras coletadas na Baía de Santos em 2021 e 2022 (Σ_{37} HPAs entre 10,0 e 132 ng g⁻¹, peso úmido) podem ser consideradas baixas (LOURENÇO et al., 2021). Os dados obtidos nas amostras analisadas até o presente são comparáveis a outros trabalhos de tecido adiposo de cetáceos realizados por CG-EM em áreas pristinas, como os valores reportados em *Neophocaena phocaenoides* (<0,04 ng g⁻¹; 14 HPAs) no Mar do Japão (NAKATA et al., 2003), os dados das focas *Phoca largha* e *Pusa hispida* (6,7 ± 7,8 ng g⁻¹ a 48 ng g⁻¹; 45 HPAs) no Estreito de Bering (STIMMELMAYR et al., 2018) e aos dados de *Sousa chinensis* (0,13-18 ng g⁻¹ a 82 ng g⁻¹; 16 HPAs) em Queensland, Austrália (WEIJS et al., 2016), todos em peso úmido. Em contraponto, em áreas contaminadas as concentrações de HPAs são significativamente mais altas, como os dados obtidos por Gui et al. (2018) – 17,6 a 6080 ng g⁻¹ para Σ_{16} HPAs, e por Sun et al. (2020) – 4513 ± 3366 ng g⁻¹ para Σ_{16} HPAs, ambos em peso úmido para a espécie *Sousa chinensis*, encontrada no estuário do Rio Pearl, China.

No Relatório Consolidado do Ciclo de Curto Prazo do Projeto de Monitoramento de Cetáceos na Baía de Santos - PMC-BS (PETROBRAS, 2021c), foram analisados HPAs em 172 amostras de biópsias de tecido adiposo de vinte espécies de cetáceos. Nestas amostras, as concentrações totais de HPAs variaram entre menor que o limite de detecção (9,0 ng g⁻¹) e 3054 ng g⁻¹ em peso úmido. Os dados aqui reportados, portanto, não representam uma alteração significativa de concentração de HPAs em tecido adiposo ao longo do tempo.

Dadas às baixas concentrações reportadas com pequeno número de amostras com HPAs, não é possível estabelecer relação entre o comportamento das espécies e a distribuição desta classe de contaminantes, como pode ser observado na Figura III.1.3.

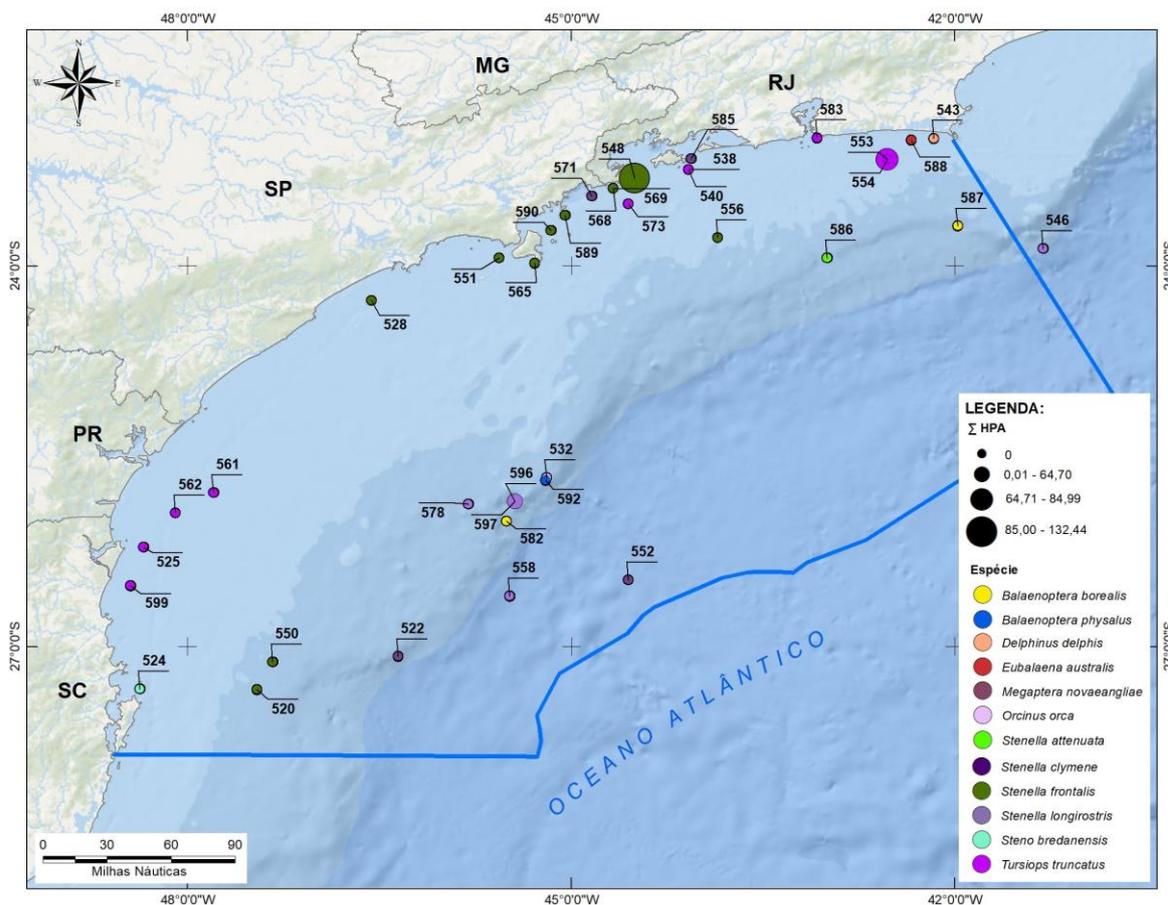


Figura III.1.3 – Distribuição espacial da concentração de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos ($\Sigma_{37}\text{HPAs}$) em ng g^{-1} (peso úmido) para as amostras coletadas pelo PMC-BS em 2021 e 2022. O valor zero (0) representa concentração abaixo do limite de quantificação.

V.5.3.2.2 Distribuição e ocorrência de PCBs, PBDEs e pesticidas organoclorados

Os detalhes dos resultados das análises de PCBs, PBDEs e pesticidas clorados nas amostras por espécie são apresentados na Tabela III.2.1. Os PCBs foram quantificados em 7 de 11 amostras de *Stenella frontalis* (64% do total), com média de concentração de $327 \pm 436 \text{ ng g}^{-1}$ (peso úmido) e em 6 do total de 10 amostras de *Tursiops truncatus* (60% do total), com média de $498 \pm 818 \text{ ng g}^{-1}$ (peso úmido). Na espécie *S. longirostris*, foram coletadas amostras de 5 indivíduos, sendo que nas demais espécies foram apenas 1 ou 2 indivíduos, mas em todas elas em 100% das amostras as concentrações do ΣPCBs estiveram sempre abaixo do limite de detecção (Figura III.2.1). Em relação aos PBDEs, novamente as

espécies *S.frontalis* (4 de 11 amostras, 37%) e *T.truncatus* (4 de 10 amostras, 40%) tiveram concentrações detectadas, respectivamente com $42,3 \pm 84,3 \text{ ng g}^{-1}$ e $42,2 \pm 71,8 \text{ ng g}^{-1}$ do ΣPBDEs – além dos valores de $16,7 \text{ ng g}^{-1}$ encontrado em um indivíduo (50% do total de 2 amostras coletadas) de *S.clymene* e de $42,7 \text{ ng g}^{-1}$ em um indivíduo (50% do total de 2 amostras coletadas) de *M.novaeangliae*.

Tabela III.2.1 – Resultados de PCBs, PBDEs e pesticidas organoclorados em ng g⁻¹ (peso úmido) por espécie para todas as amostras do PMC-BS analisadas – em 2021 e 2022.

Espécie	n	PCBs								PBDEs							
		Média	Desvio	Mínimo	Q1	Mediana	Q3	Máximo	<LQ (%)	Média	Desvio	Mínimo	Q1	Mediana	Q3	Máximo	<LQ (%)
<i>Balaenoptera borealis</i>	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Balaenoptera physalus</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Delphinus sp.</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Eubalaena australis</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Megaptera novaeangliae</i>	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100	21,3	30,2	<LQ	10,7	21,3	32,0	42,7	50
<i>Orcinus orca</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Stenella attenuata</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Stenella clymene</i>	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100	8,33	11,8	<LQ	4,2	8,3	12,5	16,7	50
<i>Stenella frontalis</i>	11	327	436	<LQ	<LQ	248	374	1204	36	42,3	84,3	<LQ	<LQ	<LQ	22,7	237	63
<i>Stenella longirostris</i>	5	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Steno bredanensis</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Tursiops truncatus</i>	10	498	818	<LQ	<LQ	114	521	2472	40	42,2	71,8	<LQ	<LQ	<LQ	50,3	218	60

A distribuição de PCBs nas espécies foi marcada pela predominância de compostos hexaclorados (Figura III.2.2). Este perfil possui similaridades com as misturas Aroclor 1254 e Aroclor 1260; que foram as principais formulações de PCB amplamente comercializadas e utilizadas no Brasil (YOGUI, 2002). A mistura Aroclor 1254 era constituída principalmente por congêneres penta, hexa e tetraclorados, respectivamente, mas também possuía em menores proporções os congêneres heptaclorados. Por outro lado, a mistura Aroclor 1260 possuía predominância dos congêneres hexa e heptaclorados que correspondiam a 70% ou mais de sua composição (PENTEADO & VAZ, 2001; YOGUI, 2002; LAVANDIER et al., 2015).

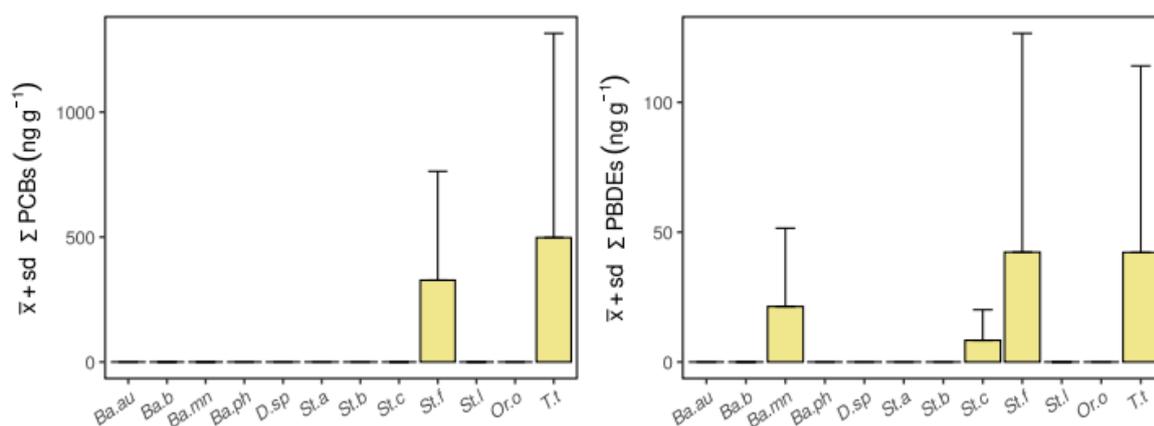


Figura III.2.1 – Distribuição do Σ PCBs e Σ PBDEs (média e desvio padrão) em ng g^{-1} (peso úmido) por espécie para as amostras de tecido adiposo coletadas pelo PMC-BS em 2021 e 2022.

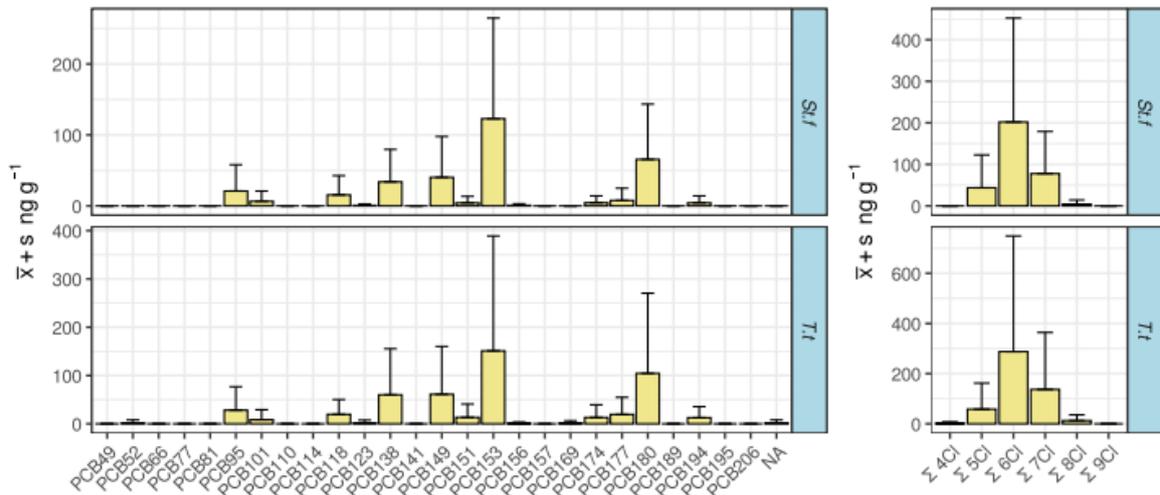


Figura III.2.2 – Distribuição de PCBs (média e desvio padrão) em ng g^{-1} (peso úmido) para as amostras de *Stenella frontalis* (St.t) e *Tursiops truncatus* (T.t.) do PMC-BS coletadas em 2021 e 2022.

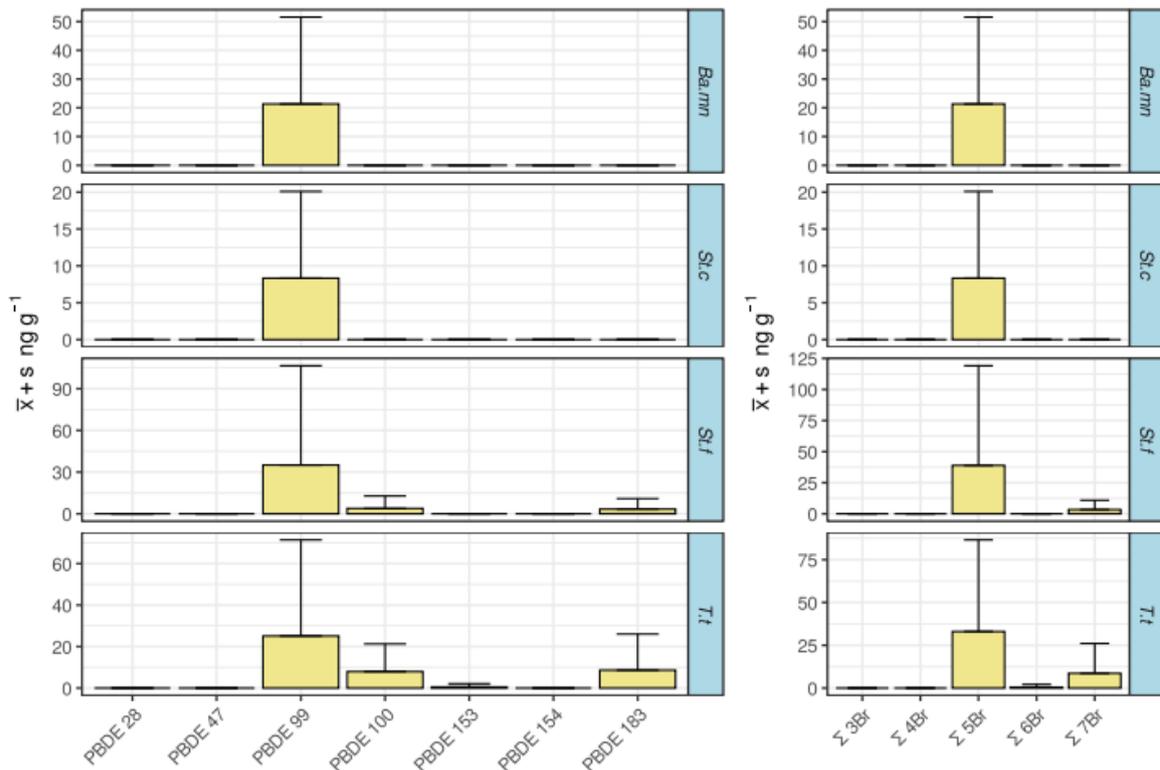


Figura III.2.3 – Distribuição de PBDEs (média e desvio padrão) em ng g^{-1} (peso úmido) para as amostras de *Megaptera novaeangliae* (Ba.mn), *Stenella clymene* (St.c), *Stenella frontalis* (St.f) e *Tursiops truncatus* (T.t.) do PMC-BS nos anos de 2021 e 2022.

Resultados obtidos no Ciclo de Curto Prazo do PMC-BS (PETROBRAS, 2021c) apontaram que os congêneres predominantes também foram os hexaclorados, seguido pelos heptaclorados e os pentaclorados. A concentração relativa dos congêneres no relatório pretérito decresceu na seguinte ordem 153 > 138 > 180, próximo ao padrão encontrado para o período deste relatório (153 > 180 > 138) e por Lavandier et al. (2016) para golfinhos da costa sudeste brasileira.

A capacidade metabólica dos organismos para os PCBs é muito reduzida (HALL et al., 2018), o que os tornam contaminantes orgânicos persistentes (POPs) clássicos e, portanto, de alto potencial de bioacumulação e biomagnificação. No presente relatório, em seis de dez amostras coletadas no período 2021-2022, de *Tursiops truncatus* estiveram concentração acima do limite de detecção (<LD a 2472 ng g⁻¹), enquanto para o Ciclo de Curto Prazo do PMC-BS (PETROBRAS, 2021c) este percentual foi de 100% (15,1 a 4242 ng g⁻¹). A comparação dos dados obtidos para *Stenella frontalis* não é possível uma vez que no último relatório as análises de poluentes orgânicos persistentes foram realizadas apenas nas espécies *Balaenoptera brydei*, *Stenella longirostris* e *Tursiops truncatus*.

As concentrações de PCBs e PBDEs obtidas nas primeiras amostras coletadas no Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS, iniciado em jun/2021, podem ser consideradas baixas se comparadas com dados de literatura. Por exemplo, para o leão marinho da Califórnia (EUA), as concentrações do total de PCBs (n = 63) foram de 40 a 33.700 ng g⁻¹ em peso úmido (MENG et al., 2009). A média obtida neste trabalho (5240 ng g⁻¹) é muito superior à encontrada no mesmo estudo em focas do porto (n =9) e elefantes marinhos do Norte (n= 16), que foram de 960 e 90 ng g⁻¹ (peso úmido), respectivamente. Em outro trabalho, Tuerk et al (2005) reportam para ΣPBDE em tecido adiposo (soma de PBDE 47, 99, 100, 153, e 154) concentrações mais elevadas em juvenis de *L. acutus* (2410 ± 1200 ng g⁻¹ massa úmida), e menores concentrações em fêmeas adultas de *S. bredanensis* (510 ± 600 ng g⁻¹ em massa úmida). Law et al (2002) analisaram 60 toninhas do porto de Inglaterra e País de Gales, amostrados durante o período 1996-2000, com concentrações variando desde abaixo do limite de detecção até 6900 ng g⁻¹ de peso úmido na gordura. Além disto, embora ainda representando uma base pequena (38 resultados), os níveis encontrados de PCB e PBDEs para as amostras do Ciclo de Médio Prazo obtidas até o momento são da mesma ordem de grandeza se

comparado com as 172 amostras coletadas no Ciclo de Curto Prazo do PMC-BS (jun/2015 a jun/2021; PETROBRAS, 2021c), o que revela que não se observam alterações importantes nos níveis de contaminantes organohalogenados nos últimos 7 anos, ou seja, desde o início do PMC-BS.

Outro aspecto observado com as primeiras 38 amostras coletadas no Ciclo de Médio Prazo é tendência de maiores concentrações de PCBs e PBDEs naquelas espécies com avistagem/coleta mais próximas à costa, como se pode observar nos mapas das Figuras III.2.4 e III.2.5. Toda a região costeira da Bacia de Santos apresenta *hotspots* de atividades humanas e ocupação populacional, sendo consistente com dados anteriores para cetáceos na costa do Brasil (e.g., DORNELES et al., 2013). A única exceção foi uma amostra com valores mais elevados de Σ PBDEs, laque 550, de Golfinho-pintado-do-Atlântico (*Stenella frontalis*) que tem hábitos costeiros, mas pode ser avistada também a maiores distâncias da costa.

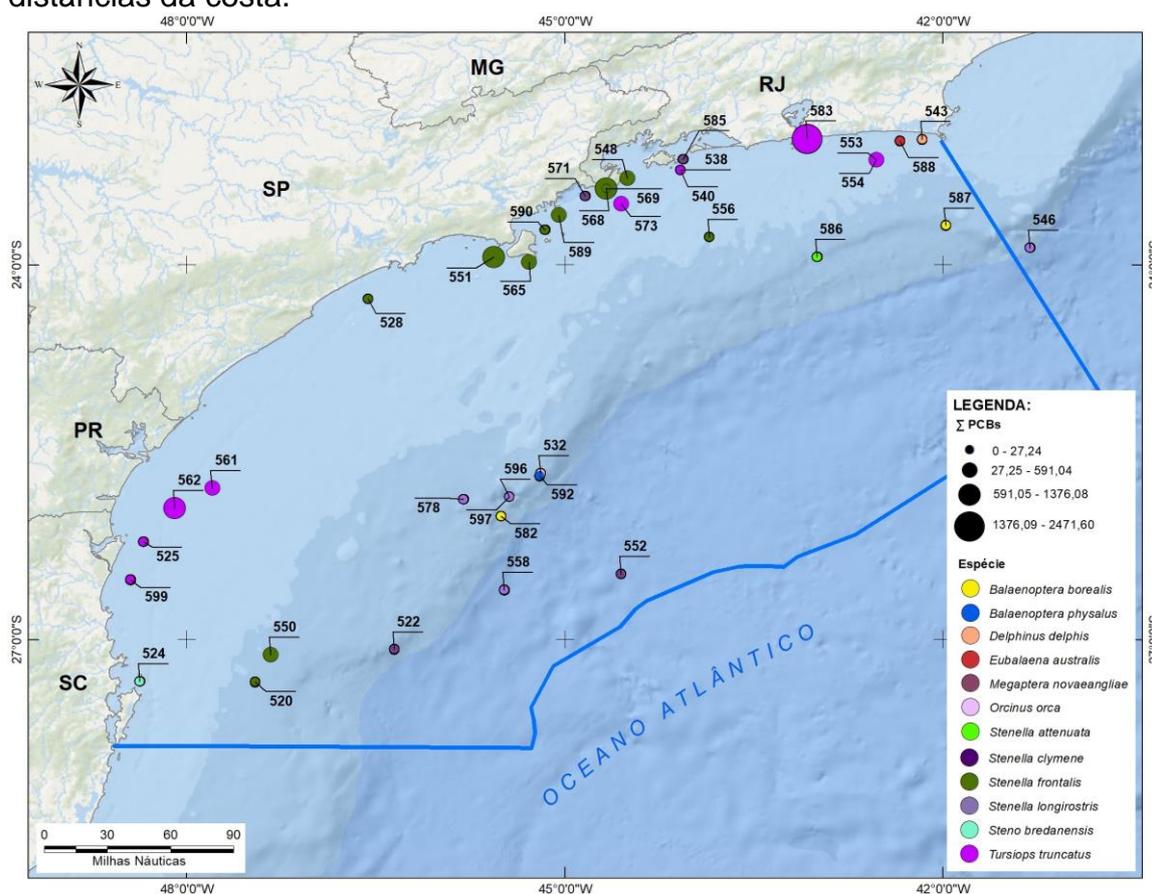


Figura III.2.4 – Distribuição espacial da concentração de PCBs em ng g⁻¹ (peso úmido) para as amostras coletadas pelo PMC-BS entre 2021 e 2022. O valor zero (0) representa a concentração abaixo do limite de detecção.

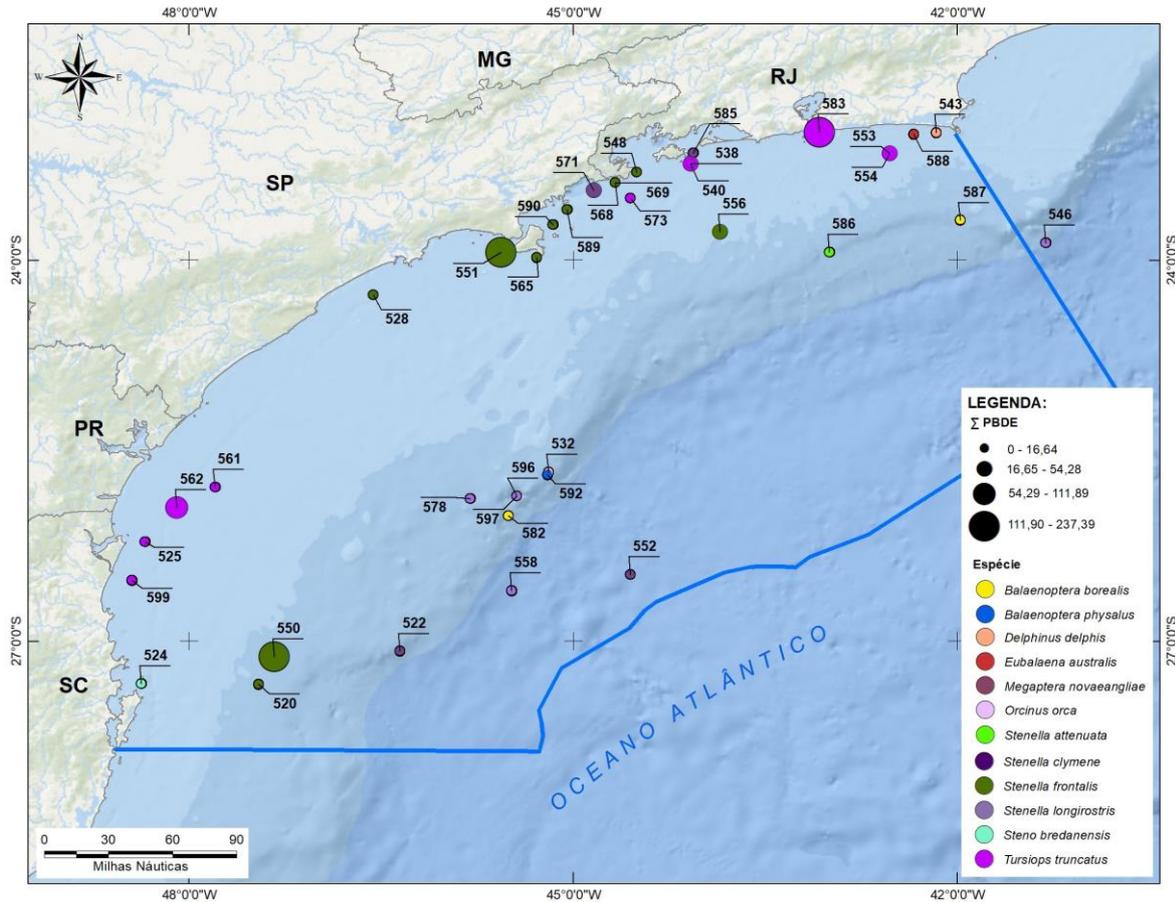


Figura III.2.5 – Distribuição espacial da concentração de PBDEs em ng g⁻¹ (peso úmido) para as amostras coletadas pelo PMC-BS entre 2021 e 2022. O valor zero (0) representa a concentração abaixo do limite de detecção.

V.5.3.2.3 Distribuição e ocorrência de pesticidas organoclorados

Diversas classes de pesticidas foram identificadas e quantificadas, incluindo Σ HCH, Σ drins, Σ clordanas, Σ DDT (incluindo derivados), Σ endossulfans, além do metoxicloro e mirex (Tabela III.3.1) – quase todas caracterizadas por concentrações baixas ou ausência. Por exemplo, entre todas as 38 amostras analisadas para 12 espécies de cetáceos coletados em 2021 e 2022, o HCH foi encontrado apenas na amostra única de *Balaenoptera physalus*, na concentração de 35,2 ng g⁻¹. Para o Σ drins, em cinco espécies (*Balaenoptera borealis*, *Balaenoptera physalus*, *Stenella frontalis*, *Stenella longirostris* e *Tursiops truncatus*) as concentrações tiveram médias entre 1,64 e 57,7 ng g⁻¹, peso úmido. Entre o grupo dos clordanas, em apenas três espécies (*Balaenoptera physalus*, *Stenella frontalis* e *Tursiops truncatus*), o Σ clordanas foram detectados, variando entre 1,59 e 32,4 ng g⁻¹ (peso úmido, apenas uma amostra em cada espécie; Tabela III.3.1).

Já o DDT – e seus metabólitos – foi o POP mais recorrente, com registro em 10 de 12 espécies analisadas (Tabela II.3.1), assim como também foram os compostos mais abundantes. Excluindo-se as espécies *Balaenoptera physalus* (uma amostra) e *Orcinus orca* (uma amostra), nas quais o DDT não foi detectado, e a despeito do valor relativamente baixo para o Σ DDTs (3,39 ± 4,80 ng g⁻¹, peso úmido) para a espécie *Stenella clymene* (uma de duas amostras coletadas), as médias de concentração do Σ DDT nas demais nove espécies – totalizando 26 amostras, principalmente de *Stenella frontalis* (nove de onze amostras, ou 82% do analisado) e *Tursiops truncatus* (8 de 10 amostras, ou 80% do analisado) – as concentrações do Σ DDT oscilaram entre 175 ± 289 ng g⁻¹ a 942 ± 645 ng g⁻¹ (peso úmido, Tabela III.3.1).

No grupo do endossulfan (endossulfan I, endossulfan II), novamente as amostras das espécies *Stenella frontalis* (quatro de onze amostras), *Stenella longirostris* (uma de cinco amostras) e *Tursiops truncatus* (2 de 10 amostras) tiveram concentrações detectáveis, com médias entre 3,97 ± 8,89 ng g⁻¹ e 77,8 ± 181 ng g⁻¹ (Tabela III.3.1), ambas em peso úmido. O metoxicloro, por sua vez, foi encontrado apenas nas espécies *Stenella frontalis* (uma de 11 amostras) e *Tursiops truncatus* (2 de 10 amostras), na faixa de 1,04 a 2,62 ng g⁻¹, peso úmido. Por fim, o mirex foi identificado em mais espécies, a despeito do pequeno número amostral – *Balaenoptera borealis* (duas de duas amostras coletadas), *Eubalaena australis*

(uma de uma amostra), *Megaptera novaeangliae* (uma de duas amostras), *Stenella frontalis* (cinco de onze amostras) e *Tursiops truncatus* (5 de 10 amostras) –, com concentrações médias variando de $22,6 \pm 31,9 \text{ ng g}^{-1}$ a $344 \pm 173 \text{ ng g}^{-1}$ (peso úmido, Tabela III.3.1).

Tabela III.3.1 – Resultados das diversas categorias de pesticidas organoclorados em ng g¹ (peso úmido) por espécie para todas as amostras do PMC-BS analisadas – em 2021 e 2022.

Espécie	n	Σ HCHs							
		Média	Desvio	Mínimo	Q1	Mediana	Q3	Máximo	<LQ (%)
<i>Balaenoptera borealis</i>	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Balaenoptera physalus</i>	1	35,2	-	35,2	35,2	35,2	35,2	35,2	0
<i>Delphinus sp.</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Eubalaena australis</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Megaptera novaeangliae</i>	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Orcinus orca</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Stenella attenuata</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Stenella clymene</i>	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Stenella frontalis</i>	11	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Stenella longirostris</i>	5	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Steno bredanensis</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Tursiops truncatus</i>	10	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100

Espécie	n	Σ drins							
		Média	Desvio	Mínimo	Q1	Mediana	Q3	Máximo	<LQ (%)
<i>Balaenoptera borealis</i>	2	1,64	2,32	<LQ	0,82	1,64	2,46	3,28	50
<i>Balaenoptera physalus</i>	1	57,7	-	57,7	57,7	57,7	57,7	57,7	0
<i>Delphinus sp.</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Eubalaena australis</i>	1	7	-	7	7	7	7	7	100
<i>Megaptera novaeangliae</i>	2	22,8	15,4	11,9	17,4	22,8	28,3	33,7	100
<i>Orcinus orca</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Stenella attenuata</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Stenella clymene</i>	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Stenella frontalis</i>	11	13	19,5	<LQ	<LQ	<LQ	24,9	54,1	55
<i>Stenella longirostris</i>	5	15	30,1	<LQ	<LQ	2,8	3,5	68,8	40
<i>Steno bredanensis</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Tursiops truncatus</i>	10	15,2	38,7	<LQ	<LQ	<LQ	1,6	123	60

Espécie	n	Σ clordanas							
		Média	Desvio	Mínimo	Q1	Mediana	Q3	Máximo	<LQ (%)
<i>Balaenoptera borealis</i>	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Balaenoptera physalus</i>	1	32,4	-	32,4	32,4	32,4	32,4	32,4	0
<i>Delphinus sp.</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Eubalaena australis</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Megaptera novaeangliae</i>	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Orcinus orca</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Stenella attenuata</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Stenella clymene</i>	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Stenella frontalis</i>	11	2,43	8,06	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	26,7	91
<i>Stenella longirostris</i>	5	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Steno bredanensis</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Tursiops truncatus</i>	10	1,59	5,03	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	15,9	90

Tabela III.3.1 – Resultados das diversas categorias de pesticidas organoclorados em ng g¹ (peso úmido) por espécie para todas as amostras do PMC-BS analisadas – em 2021 e 2022. (Continuação).

Espécie	n	Σ DDTs							
		Média	Desvio	Mínimo	Q1	Mediana	Q3	Máximo	<LQ (%)
<i>Balaenoptera borealis</i>	2	942	645	486	714	942	1169	1397	0
<i>Balaenoptera physalus</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Delphinus sp.</i>	1	485	-	485	485	485	485	485	0
<i>Eubalaena australis</i>	1	353	-	353	353	353	353	353	0
<i>Megaptera novaeangliae</i>	2	277	186	146	212	277	343	408	0
<i>Orcinus orca</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Stenella attenuata</i>	1	215	-	215	215	215	215	215	0
<i>Stenella clymene</i>	2	3,39	4,8	<LQ	1,7	3,39	5,09	6,78	50
<i>Stenella frontalis</i>	11	119	204	<LQ	19,7	47,6	90,1	700	18
<i>Stenella longirostris</i>	5	294	416	<LQ	41,1	78	357	995	20
<i>Steno bredanensis</i>	1	415	-	415	415	415	415	415	0
<i>Tursiops truncatus</i>	10	175	289	<LQ	17,3	74,2	137	934	20

Espécie	n	Σ endossulfans							
		Média	Desvio	Mínimo	Q1	Mediana	Q3	Máximo	<LQ (%)
<i>Balaenoptera borealis</i>	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Balaenoptera physalus</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Delphinus sp.</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Eubalaena australis</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Megaptera novaeangliae</i>	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Orcinus orca</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Stenella attenuata</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Stenella clymene</i>	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Stenella frontalis</i>	11	77,8	181	<LQ	<LQ	<LQ	38	595	73
<i>Stenella longirostris</i>	5	3,97	8,89	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	19,9	80
<i>Steno bredanensis</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Tursiops truncatus</i>	10	20,1	56,7	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	180	80

Espécie	n	metoxicloro							
		Média	Desvio	Mínimo	Q1	Mediana	Q3	Máximo	<LQ (%)
<i>Balaenoptera borealis</i>	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Balaenoptera physalus</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Delphinus sp.</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Eubalaena australis</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Megaptera novaeangliae</i>	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Orcinus orca</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Stenella attenuata</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Stenella clymene</i>	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Stenella frontalis</i>	11	1,04	3,43	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	11,4	91
<i>Stenella longirostris</i>	5	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Steno bredanensis</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Tursiops truncatus</i>	10	2,62	5,52	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	13,6	80

Tabela III.3.1 – Resultados das diversas categorias de pesticidas organoclorados em ng g⁻¹ (peso úmido) por espécie para todas as amostras do PMC-BS analisadas – em 2021 e 2022. (Conclusão).

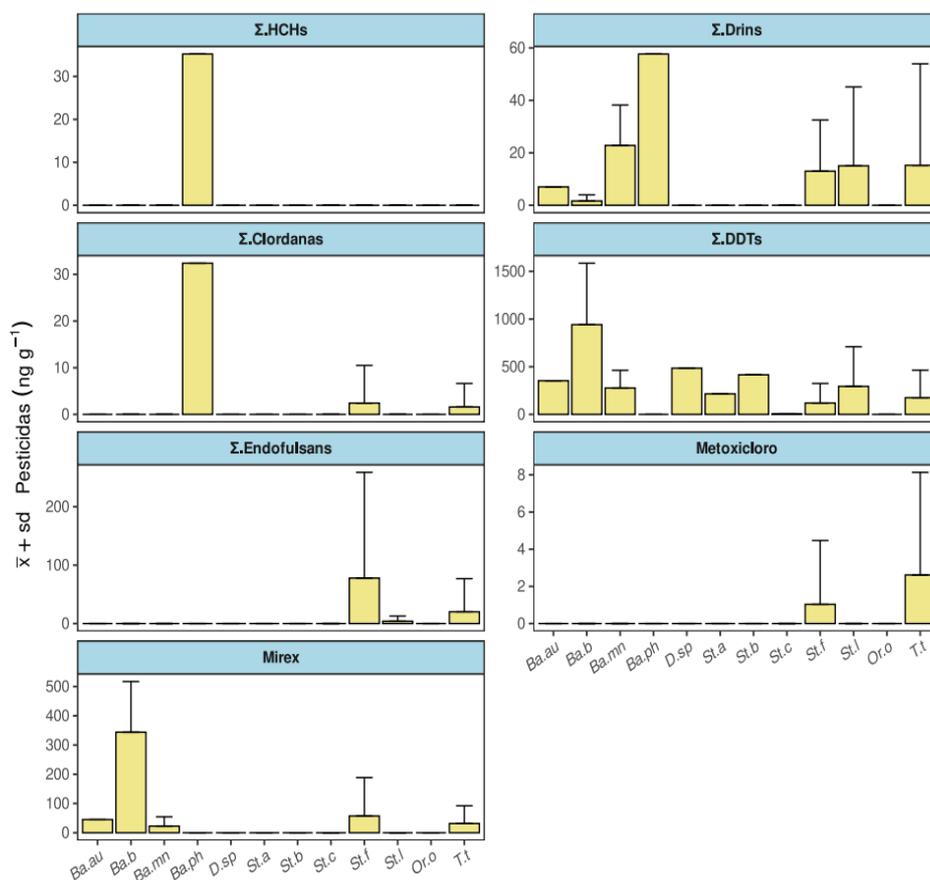
Espécie	n	mirex							
		Média	Desvio	Mínimo	Q1	Mediana	Q3	Máximo	<LQ (%)
<i>Balaenoptera borealis</i>	2	344	173	221	283	344	405	466	0
<i>Balaenoptera physalus</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Delphinus sp.</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Eubalaena australis</i>	1	45	-	45	45	45	45	45	0
<i>Megaptera novaeangliae</i>	2	22,6	31,9	<LQ	11,3	22,6	33,9	45,1	50
<i>Orcinus orca</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Stenella attenuata</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Stenella clymene</i>	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Stenella frontalis</i>	11	57,1	131	<LQ	<LQ	<LQ	40,7	441	55
<i>Stenella longirostris</i>	5	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Steno bredanensis</i>	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100
<i>Tursiops truncatus</i>	10	31,5	60,8	<LQ	<LQ	5,72	36,5	196	50

A distribuição dos diversos isômeros e/ou produtos de degradação nas diferentes categorias de pesticidas pode ser vista na Figura III.3.1. Os pesticidas clorados ocorrem de forma aleatória nas amostras analisadas. Dado o baixo número de amostras de algumas espécies, neste ciclo, em alguns casos limitados a uma única amostra, a comparação da concentração e distribuição dos pesticidas clorados fica prejudicada. De qualquer forma as concentrações aqui reportadas, para todos os pesticidas, oscilam dentro de valores da literatura.

Stockin et al. (2007) reporta o Σ DDTs variando entre 17 e 337 ng g⁻¹ e entre 654 e 4430 ng g⁻¹, peso úmido, para fêmeas e machos, respectivamente, em espécimes de *Delphinus sp* da Nova Zelândia. Yougi et al (2003) reportam para *Sotalia fluviatilis* do estuário de Cananéia, concentrações de mirex na faixa de 14 a 312 ng g⁻¹ e de clordanos na faixa de 1 a 47 ng g⁻¹, ambos em peso úmido. Em zonas mais contaminadas, estes compostos encontram-se mais concentrados em até três ordens de grandeza, na faixa de micrograma por grama de tecido adiposo (µg g⁻¹). Por exemplo, no Mar Mediterrâneo são reportadas concentrações de Σ DDTs em *Tursiops truncatus* na faixa de 0,92 a 141 µg g⁻¹, peso úmido (SHOHAM-FRIDER et al., 2009). Aguilar e Borell (2005), também para o Mar Mediterrâneo, reportam uma ampla faixa de concentração para o Σ DDTs, entre 3,52 a 111 µg g⁻¹, em peso úmido, para amostras de tecido adiposo de *Stenella coeruleoalba*

coletadas no período de 1987 a 2002. Para os pesticidas clorados, os resultados do ciclo de Curto Prazo do PMC-BS (PETROBRAS, 2021c) ficaram na faixa de <3,60 a 35,4 ng g⁻¹ *Balaenoptera brydeii*, entre 6,61 e 304 ng g⁻¹ para *Stenella longirostris*, e entre <3,60 e 831 ng g⁻¹ para *Tursiops truncatus*, todos em peso úmido. No presente relatório, estas mesmas classes de pesticidas foram encontradas na mesma ordem de grandeza de concentração, e foi caracterizada – assim como no ciclo de Curto Prazo do PMC-BS – pela ocorrência de valores extremos (*outliers*) de alta concentração, principalmente para a espécie *Tursiops truncatus*.

Figura III.3.1 – Distribuição dos pesticidas clorados (média e desvio-padrão) em ng g⁻¹ (peso úmido) por espécie para as amostras de tecido adiposo coletadas



no PMC-BS nos anos de 2021 e 2022.

V.5.3.3 Comentários finais

No ciclo de Médio Prazo, foram analisadas até o momento trinta e oito amostras de tecido adiposo referentes a doze espécies de cetáceos coletados período de julho de 2021 a julho de 2022. Todas as classes de contaminantes orgânicos apresentaram um elevado percentual de compostos abaixo do limite de detecção/ quantificação, sendo 66% para a Σ PCBs, 74% para a Σ PBDEs e 92% para a Σ HPAs. Um cenário semelhante é observado para os pesticidas, exceto para o Σ DDTs, que foram detectados em 76 % do total de 38 amostras de 12 espécies de cetáceos.

Para os HPAs (<10 a 132 ng g⁻¹, peso úmido) dada a ausência de observações para a maioria dos compostos não se pode avaliar o perfil e/ou inferir qualquer fonte destes hidrocarbonetos, assim como entre espécies. As concentrações de HPAs encontradas nas amostras foram baixas e são comparáveis às concentrações de áreas pristinas reportadas na literatura e a estudos pretéritos na área de amostragem.

Para os PCBs (<LD a 2472 ng g⁻¹, peso úmido), PBDEs (<LD a 237 ng g⁻¹, peso úmido) e as diversas classes de pesticida clorados analisadas, os valores obtidos são condizentes com os reportados para áreas costeiras e com os obtidos em estudos pretéritos na área. Há uma tendência de maiores concentrações em espécies com comportamento próximo à costa, evidenciando o maior aporte de POPs a partir de fontes terrestres, particularmente em regiões de maior concentração humana e desenvolvimento econômico. As concentrações detectáveis e mais elevadas foram observadas mais frequentemente nas espécies com maior número amostral, particularmente para *Stenella frontalis* (com onze amostras coletadas) e *Tursiops truncatus* (com 10 amostras coletadas). O perfil de PCBs assemelha-se ao da composição de misturas amplamente utilizadas no Brasil.

Os resultados do primeiro conjunto de amostras (n = 38) obtidas no Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS são da mesma ordem de grandeza daqueles obtidos no Ciclo Curto (n = 172 amostras), revelando que não houve alteração importante na contaminação dos cetáceos da região ao

longo do período de realização do PMC-BS. Com a continuidade do monitoramento, e conseqüente aumento no número de amostras e na representatividade das espécies, será possível acompanhar a evolução da contaminação por HPAs e contaminantes organohalogenados em cetáceos da região de estudo.

V.5.4 Biomarcadores

V.5.4.1 Apresentação

Este item do presente 7º Relatório Anual apresenta os principais resultados das análises de biomarcadores bioquímicos e moleculares realizadas em amostras (biópsias) de pele de cetáceos marinhos coletadas no âmbito do Ciclo de Curto Prazo do PMC-BS. As análises e a interpretação dos resultados foram desenvolvidas pelo Laboratório de Biomarcadores de Contaminação Aquática e Imunoquímica (LABCAI, UFSC), sob a coordenação do prof. Dr. Afonso C.D. Bairy. Especificamente, são apresentadas as novas espécies prioritárias, bem como os novos genes alvo incluídos para o segundo ciclo da presente prestação de serviço. Também são apresentadas as etapas iniciais da padronização de técnicas para a análise de biomarcadores moleculares: o desenho e teste de pares de iniciadores para o novo gene alvo.

V.5.4.2 Definição de Espécies Prioritárias de Cetáceos e Biomarcadores para o 2º Ciclo

V.5.4.2.1 Definição de espécies prioritárias de cetáceos

Para a seleção das espécies prioritárias, foram considerados, primeiramente, o número amostral (número de espécimes já coletados) e a distribuição geográfica das espécies já coletadas pelas equipes do PMC-BS. Essa seleção foi baseada em informações disponibilizadas pela Petrobras

em dezembro de 2020, visando uma escolha mais assertiva e segura, de modo a permitir a qualidade dos dados gerados.

Segue no próximo tópico a descrição das principais características da espécie incorporada como prioritária nas análises do segundo ciclo deste projeto, a baleia-jubarte (*Megaptera noveangliae*). Além da inclusão dessa nova espécie, é importante pontuar que o novo ciclo de atividades manterá as análises de biomarcadores realizadas nas três espécies prioritárias do primeiro ciclo (*Balaenoptera brydei*, *Stenella longirostris* e *Tursiops truncatus*).

V.5.4.2.1.1 Cetáceos

Megaptera noveangliae

As baleias-jubarte pertencem à família dos balenopterídeos (e.g. rorquais), composta por diversas outras espécies de baleias do gênero *Balaenoptera*. Morfologicamente, no entanto, as jubartes são facilmente distinguíveis dos demais balenopterídeos, especialmente devido às suas grandes nadadeiras que atingem cerca de 1/3 do seu comprimento total (CLAPHAM, 2008).

As jubartes apresentam uma dieta generalista, alimentando-se de eufasídeos e espécies de peixes pequenos que formam cardumes (CLAPHAM, 2008). A espécie apresenta uma ampla distribuição geográfica, podendo ser encontrada em todos os oceanos do mundo. No entanto, é uma espécie marcadamente migratória. No Hemisfério Sul, jubartes passam os meses quentes se alimentando em regiões antárticas, e nos meses frios, quando ocorrem os picos de reprodução e nascimentos, em regiões tropicais (DAWBIN, 1966). No Oceano Atlântico sudoeste, a principal área de reprodução das jubartes encontra-se no Arquipélago de Abrolhos (BA), sendo a região de Arraial do Cabo (RJ) sugerida como limite sul de sua área de reprodução (ANDRIOLO et al., 2010).

Atualmente, as baleias jubartes são classificadas como espécie “de menor preocupação” (LC - *Least Concern*) pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN, em inglês) (COOKE, 2018),

principalmente em decorrência da recuperação de populações, que foram extremamente impactadas pela pesca. Estima-se que, em algumas populações, cerca de 90% dos animais tenham sido caçados durante os períodos de pesca mais intensa (CLAPHAM, 2008). Embora a pesca não represente, atualmente, uma grande ameaça à manutenção das populações da espécie, o aumento do tráfego de embarcações (BEZAMAT; WEDEKIN; SIMÕES-LOPES, 2015) e a exposição crescente a poluentes de origem antrópica (DORNELES et al., 2015; METCALFE et al., 2004) podem representar importantes fontes de impacto para a sua manutenção.

A existência destas fontes de impacto, associadas à sobreposição da área de ocorrência das jubartes no Brasil com áreas de atividades de exploração e produção (E&P) de petróleo e gás natural (ANDRIOLO et al., 2010), justifica sua incorporação como espécie prioritária no Ciclo de Médio Prazo deste projeto. A espécie também está incluída na Convenção para Conservação de Espécies Migratórias e Animais Silvestres (CMS, em inglês), da ONU, reforçando a importância do monitoramento da saúde das populações de jubarte.

V.5.4.2.2 Definição de novos biomarcadores

Os biomarcadores propostos no primeiro ciclo e os novos biomarcadores estão sendo padronizados para serem analisados em amostras de tecido tegumentar destes organismos.

O segundo ciclo de atividades de padronização e análise de biomarcadores em tecido tegumentar de cetáceos provenientes do PMC-BS envolve a análise de novos biomarcadores nas espécies prioritárias do primeiro ciclo (níveis de transcritos do gene *GSTa*, de proteínas carboniladas – PCO – e de adutos de DNA em *T. truncatus*, *S. longirostris* e *B. brydei*), e na espécie incluída *M. noveangliae*. Este ciclo também englobará a padronização e análise de biomarcadores selecionados no primeiro ciclo (níveis de transcritos de *AhR*, *CYP1A*, *ESR*, *UGT*; atividades EROD e GST; e níveis da proteína CYP1A) em tecido tegumentar de *T. truncatus*, *S.*

longirostris, *B. brydei* e *M. noveangliae*.

Considerando que amostras de pele de cetáceos coletadas no âmbito do PMC-BS, obtidas durante a biópsia remota apresentam uma pequena massa úmida, que variam de 20 a 60 mg, há uma limitação no número de biomarcadores passíveis de serem analisados.

Continuidade de análises de biomarcadores

Após uma avaliação crítica dos resultados obtidos durante o primeiro ciclo no PMC-BS, foi decidida a continuidade na análise dos biomarcadores bioquímicos considerados clássicos biomarcadores de exposição a petróleo e seus derivados, a atividade GST e a expressão proteica de CYP1A. Estes biomarcadores constituem parâmetros analisados em diferentes programas de biomonitoramento ambiental (KING; ELLIOTT; WILLIAMS, 2021; GARDNER; OBERDORSTER, 2005; CASINI et al., 2018) (

Tabela V.5.4-I).

As análises dos biomarcadores moleculares *AhR*, *CYP1A*, *UGT* e *ESR*, realizadas no primeiro ciclo, também serão mantidas, pois esses genes codificam proteínas diretamente envolvidas com o metabolismo de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) e desregulação endócrina (HAYES; DINKOVA-KOSTOVA; MCMAHON, 2009).

Inclusão de biomarcadores

Devido à limitação na quantidade (massa) de amostras tegumentares obtidas na biópsia de cetáceos no âmbito do PMC-BS, será incorporado somente um biomarcador bioquímico novo, a carbonilação de proteínas (PCO) (

Tabela V.5.4-I). Também será incluída a quantificação de transcritos do gene *GST-alfa* como biomarcador molecular (**Tabela V.5.4-II**).

Tabela V.5.4-I. *Espécies prioritárias e biomarcadores bioquímicos em tecido tegumentar de cetáceos do PMC-BS. O preenchimento em verde indica que o biomarcador já está padronizado para a espécie e o preenchimento em cinza indica necessidade de padronização.*

Espécie	EROD	GST	CYP1A-WB	PCO
<i>Stenella longirostris</i>	nd*			
<i>Tursiops truncatus</i>	nd*			
<i>Balaenoptera brydei</i>	nd*			
<i>Megaptera novangliae</i>				

EROD - atividade etoxiresorufina O-deetilase;

GST - atividade glutationa S-transferase;

CYP1A-WB - quantificação de citocromo P4501A;

PCO - quantificação de proteínas carboniladas;

**nd: atividade não detectada em tecido tegumentar de cetáceos. Em vermelho destacam-se a nova espécie e o novo biomarcador bioquímico propostos.

Tabela V.5.4-II. *Espécies prioritárias e biomarcadores moleculares em tecido tegumentar de cetáceos do PMC-BS. O preenchimento em verde indica que o biomarcador já está padronizado para a espécie e o preenchimento em cinza indica necessidade de padronização.*

Espécie	Transcriptoma	AhR	CYP1A	UGT1	ESR	GST-a
<i>Stenella longirostris</i>						
<i>Tursiops truncatus</i>						
<i>Balaenoptera brydei</i>						
<i>Megaptera novangliae</i>						

*Quantificação do nível de transcritos dos genes-alvo: *Receptor de hidrocarbonetos de arila (AhR)*, *Citocromo P4501A (CYP1A)*, *UDP-Glucuroniltransferase (UGT)*, *Receptor de estrógeno (ESR)* e *Glutaciona S-transferase alfa (GST-a)*. Em vermelho destacam-se a nova espécie e o novo biomarcador molecular propostos.

Para o segundo ciclo de atividades, será incorporado como biomarcador molecular a quantificação do nível de transcritos de *GST-alfa*, por PCR quantitativa em tempo real (qPCR), em amostras de pele de cetáceos biopsados no PMC-BS, que auxiliará, em parte, a interpretação dos resultados de atividade GST, uma vez que a transcrição dessa isoforma de GST é ativada por HPAs via AhR (HAYES; DINKOVA-KOSTOVA; MCMAHON, 2009).

Ainda para o segundo ciclo, será incorporada a análise de PCO como biomarcador bioquímico para cetáceos do PMC-BS. Grupos carbonila

reativos são formados nas células em situações em que há uma grande produção de espécies reativas de oxigênio (EROs) sendo a PCO considerada, portanto, um importante marcador de estresse oxidativo (FEDOROVA, BOLLINENI, HOFFMANN, 2014). O dano oxidativo de proteínas pode ser resultado do escape de elétrons durante o metabolismo oxidativo mitocondrial, atividade do citocromo P450 durante o metabolismo de xenobióticos, reações de oxidoredução catalisada por metais, auto-oxidação de lipídeos e açúcares, bem como outros fatores que aumentam a produção de EROs (ALMROTH et al., 2005; COLOMBO et al., 2016). Desta maneira, a quantificação de PCO em amostras biológicas é um meio indireto de determinar o nível de estresse oxidativo (ALMROTH et al., 2005; COLOMBO et al., 2016).

A quantificação de PCO já foi utilizada em estudos de biomonitoramento ambiental e na avaliação de efeitos de HPAs isolados em experimentos em laboratório, utilizando moluscos bivalves e peixes (SUREDA et al., 2011; XIU; PAN; JIN, 2014; ALMROTH et al., 2005). A associação entre a exposição a metais, pesticidas e os níveis de PCO também já foi amplamente reportada na literatura (ALMROTH et al., 2005; ITZIOU, KALOYIANNI, DIMITRIADIS, 2011; MÁRQUEZ-LÁZARO et al., 2021). Por outro lado, outros fatores não relacionados com a exposição a contaminantes ambientais, como o estresse térmico e a incidência de doenças, também podem induzir a produção de EROs, e consequentemente, de PCO (DALLE-DONNE et al., 2003).

Assim, apesar de ser pouco específica, a carbonilação de proteínas é considerada um importante biomarcador de danos associados ao estresse oxidativo decorrente de exposição a contaminantes ambientais (FEDOROVA, BOLLINENI, HOFFMANN, 2014). Portanto, sua incorporação ao rol de biomarcadores bioquímicos no segundo ciclo de atividades do projeto pode fornecer resultados importantes e originais. Assim, deverão ser analisados os níveis de PCO em tecido tegumentar coletado por biópsia remota das espécies prioritárias de cetáceos (*S. longirostris*, *B. brydei*, *M. novangliae* e *T. truncatus*) do PMC-BS.

Por fim, cabe enfatizar que os novos biomarcadores necessitam de

padronização prévia para as espécies prioritárias do PMC-BS, uma vez que nunca foram analisados no âmbito deste projeto.

Biomarcadores excluídos

Em relação aos biomarcadores moleculares, foi excluída a quantificação do nível de transcritos dos genes *HSPA* e *E2F1*. De acordo com a literatura, esses genes codificam proteínas relacionadas a diversos processos biológicos (KAMPINGA et al., 2009; TAVARIA et al., 1996; DENECHAUD; FAJAS; GIRALT, 2017; GIRALT et al., 2018; STANELLE et al., 2002), que podem sofrer influência de vários fatores de estresse não relacionados, necessariamente, à presença de contaminantes ambientais. Portanto, a análise do novo biomarcador molecular, em detrimento dos genes *HSPA* e *E2F1*, pode fornecer informações mais propositivas para identificar os riscos de exposição aos contaminantes ambientais. Assim, através de uma análise estatística integrativa, eventuais diferenças poderão ser mais bem identificadas.

V.5.4.3 Padronização de Técnicas para a Análise de Biomarcadores Moleculares em Tecido Tegumentar de Cetáceos Provenientes do PMC-BS

A padronização de técnicas moleculares inclui a padronização de novos genes alvo em espécies prioritárias já contempladas no primeiro ciclo do Serviço de Padronização de Técnicas e Análises de Biomarcadores em Espécies de Tetrápodes Marinhos provenientes do PMC-BS (*GSTa* em tecido tegumentar de *T. truncatus*, *S. longirostris* e *B. brydei*), bem como a padronização de todos os genes selecionados para o segundo ciclo (*AhR*, *CYP1A*, *ESR*, *UGT* e *GSTa*) em tecido tegumentar de *M. noveangliae*.

Até o momento foram realizadas as etapas iniciais da padronização de *GSTa* em *T. truncatus*, *S. longirostris* e *B. brydei*, apresentadas em detalhe nas seções a seguir.

V.5.4.3.1 Padronização de técnicas para análise de biomarcadores moleculares em cetáceos oriundos do pmc-bs

Para a padronização e realização da qPCR, técnica utilizada para a análise de biomarcadores moleculares, foram utilizados três ‘pools’ de amostras de DNA complementar (cDNA), respectivamente, de *B. brydei*, *S. longirostris* e *T. truncatus*, obtidas de acordo com a metodologia descrita abaixo.

V.5.4.3.2 Extração de RNA de tecido tegumentar de cetáceos

A extração de RNA em amostras tegumentares de *T. truncatus*, *S. longirostris* e *B. brydei* foi realizada com o kit comercial RNeasy® Fibrous Tissue (Qiagen), seguindo as instruções do fabricante. Foi utilizado até 30 mg de tecido tegumentar para a extração de RNA de cada amostra. A homogeneização foi realizada com o homogeneizador mecânico Tissue-Tearor (BioSpec).

O RNA extraído foi ressuspenso em água própria para aplicações de biologia molecular. Todos os reagentes, tubos e ponteiros utilizados no protocolo eram próprios para biologia molecular (livres de RNase, DNase e pirógenos).

V.5.4.3.3 Avaliação de concentração e pureza do RNA de cetáceos

O RNA obtido foi avaliado por espectrofotometria com o equipamento NanoDrop® 1000 (Thermo Fisher Scientific). O limite de detecção do equipamento é 2 ng/μL e o limite superior de detecção é 3.000 ng/μL. As leituras foram realizadas em 260, 280 e 230 nm, que são, respectivamente, os picos de absorção de ácidos nucleicos, aminoácidos aromáticos presentes nas proteínas, e contaminantes (fenol, carboidratos, EDTA, guanidina e outros). Dessa forma, a absorbância em 260 nm foi utilizada para estimar a concentração de RNA, a razão 260/280 para estimar a pureza com relação à contaminação por proteínas, com faixas aceitáveis entre 1,8 e 2,0, e a razão 260/230 para avaliar a pureza relativa a outros contaminantes, com

valores aceitáveis acima de 1,7 (WIECZOREK; DELAURIERE; SCHAGAT, 2012).

Tendo em vista a importância da qualidade da amostra de RNA para obtenção de resultados moleculares confiáveis, a qualidade do RNA também foi avaliada por fluorimetria, utilizando o fluorímetro QUBiT 4.0 (Thermo Fisher Scientific), sendo considerado satisfatório um valor de IQ > 7,5.

V.5.4.3.4 Síntese de DNA complementar (CDNA)

Para síntese de cDNA, o RNA total extraído de amostras de tecido tegumentar de *T. truncatus*, *S. longirostris* e *B. brydei* foi tratado com DNase e submetido à reação de transcrição reversa para obtenção do cDNA com o uso do kit QuantiTect® Reverse Transcription (Qiagen).

V.5.4.3.5 Desenho de iniciadores

O desenho de iniciadores para os genes alvo foi realizado utilizando o programa PrimerQuest®, da Integrated DNA Technologies (IDT), disponível no endereço eletrônico <https://www.idtdna.com>. Os parâmetros especificados para o desenho dos iniciadores foram: tamanho do produto (amplicon) em 120 pb, tamanho do iniciador entre 20 e 26 pb e temperatura de anelamento entre 58 e 60°C.

A fim de garantir que a amplificação seja restrita a fragmentos do mRNA e não haja amplificação de DNA genômico, sempre que possível os iniciadores foram desenhados em exons distintos ou em regiões de junção exon/exon da sequência gênica, conforme sinalizadas nas sequências disponíveis para acesso no GenBank (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/genbank/>) (**Tabela 2-1**). Este procedimento não pôde ser realizado em sequências oriundas do sequenciamento de transcriptomas realizado no primeiro ciclo, pois a identificação de exons não é possível através desta técnica.

Todos os possíveis pares de iniciadores gerados foram testados no programa OligoAnalyzer, também da IDT, avaliando-se a força de formação de dobramentos (*'hairpin'*), dímeros próprios e não-próprios e similaridade

entre temperatura de dissociação (T_m , em inglês) do iniciador senso e anti-senso. A qualidade dos iniciadores desenhados também foi avaliada pelo programa FastPCR 6.5 (Primer Digital). Os iniciadores desenhados encontram-se sumarizados na **Tabela V.5.4-III**.

Tabela V.5.4-III: Sequências de iniciadores selecionadas para amplificação do gene *Glutathione S-transferase alfa (GSTa4)* em tecido tegumentar de *Tursiops truncatus*, *Stenella longirostris* e *Balaenoptera brydei*.

Espécie	Gene de interesse	Origem da sequência	Iniciadores	T_m^* (°C)	%GC **
<i>Tursiops truncatus</i>	<i>Glutathione S-transferase alfa 4 (GSTa4)</i>	NCBI (XM_004314775.3; XM_033864092.1; XM_019949835.2; XM_019949836.2; XM_033864093.1; XM_019949837.2)	F: CCCAAACTCCACTATCCAAATG	61,1	45,5
			R: GTTACCATCCTGCAACTTCTG	60,9	47,6
<i>Stenella longirostris</i>	<i>Glutathione S-transferase alfa 4 (GSTa4)</i>	Transcriptoma	F: GGGTCATGGACAAAGGTTTCTTGTTG G	59,8	48,1
			R: GGTGAGGAAAGGCAGACAGGATATTA GG	59,8	50,0
			F: CCTTTCCTCAAACCAGATGA	59,6	45,0
			R: GCTGATTACCAACAAGAAACC	59,6	42,9
<i>Balaenoptera brydei</i>	<i>Glutathione S-transferase alfa 4 (GSTa4)</i>	Transcriptoma	F: GTCATGGACAAAGGTTTCTTG	59,6	42,9
			R: AAAGGCAGACAGGATATTAGG	59,4	42,9
			F: TAATATCCTGTCTGCCTTCC	59,4	42,9
			R: CGGTTCTCACGTAGATGTC	59,2	52,6

* T_m – Temperatura de dissociação (temperatura de ‘*melting*’) é definida como a temperatura na qual metade dos fragmentos de DNA está na forma desnaturada, ou seja, não pareados, e a outra metade está pareada.

**%GC – Conteúdo de GC, referente ao número de Gs e Cs nos iniciadores como uma porcentagem do total de bases (preferencialmente entre 40-60%).

V.5.4.3.6 Avaliação da especificidade dos iniciadores

Para avaliar a especificidade e eficiência dos iniciadores desenhados foram realizadas reações de qPCR com curvas padrões de cDNA, com concentrações conhecidas de cDNA (800, 400, 200, 150, 100 e 50 ng), no

termociclador Rotor-Gene® Q (Qiagen). Todas as reações utilizaram o corante intercalante de DNA SYBR Green (Qiagen), seguindo as instruções do fabricante. O programa de amplificação para o gene alvo consistiu em um ciclo de 2 min a 95 °C para ativação enzimática, seguido de 35 ciclos de 95°C por 5 s e 60 °C por 10 s.

Após a amplificação, um limiar de quantificação (*threshold*) foi estabelecido para cada par de iniciadores. Este limiar é determinado pela curva padrão do gene de interesse, considerando o R² da curva e a eficiência da reação (0,95 até 1,05). A eficiência igual a 1 equivale a uma reação em que a quantidade de produto duplica a cada ciclo (100% eficiente), que é o comportamento esperado para uma reação de PCR.

A verificação da especificidade dos produtos de PCR formados (amplicons) para cada gene foi obtida por meio do monitoramento da fluorescência dos amplicons em função do aumento da temperatura (50 a 95°C) no termociclador Rotor-Gene® Q (Qiagen). Estes dados compreendem a curva de dissociação, do inglês *melting curve*.

V.5.4.3.7 Resultados e discussão da avaliação da especificidade dos iniciadores

Os perfis da curva de dissociação obtidos para o gene alvo (*GSTa*) em cada espécie prioritária podem ser observados nas **Figura V.5.4-I** e **Figura V.5.4-II**.

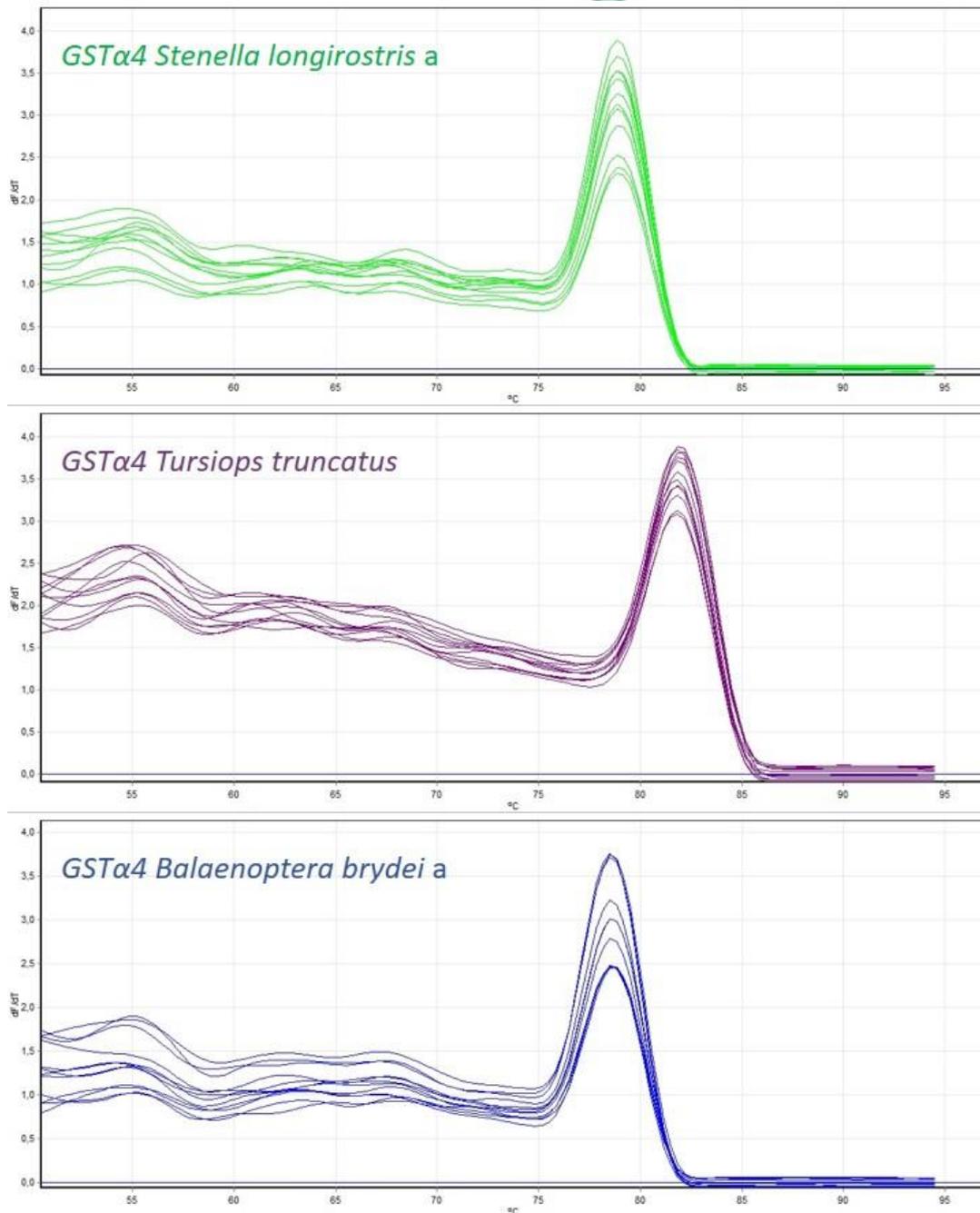


Figura V.5.4-I: Curva de dissociação de GSTα4 em tecido tegumentar de *Stenella longirostris*, *Tursiops truncatus* e *Balaenoptera brydei*, utilizando a primeira opção de iniciadores. Eixo X (temperatura); Eixo Y (derivada negativa da fluorescência em função da temperatura, $-dF/dT$). O ponto máximo de cada linha representa a temperatura de dissociação do produto. A presença de um pico único sugere a presença de um único produto.

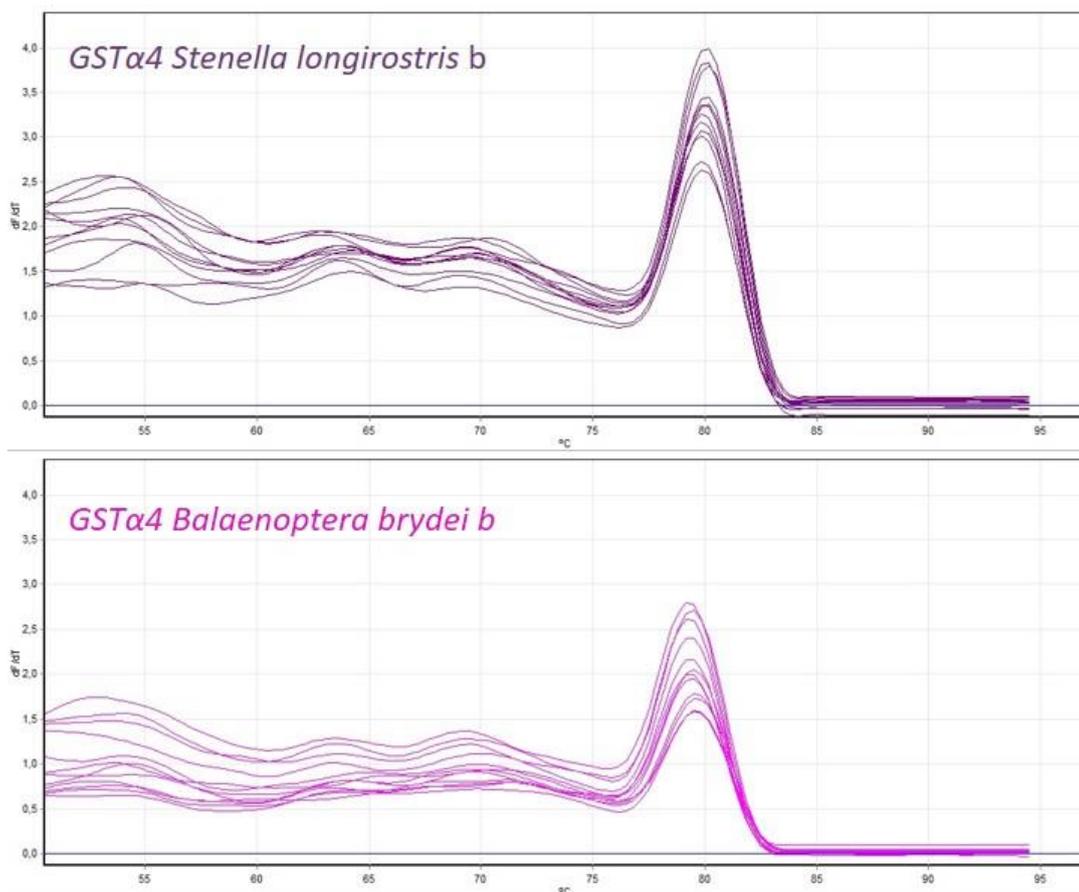


Figura V.5.4-II: Curva de dissociação de *GSTα4* em tecido tegumentar de *Stenella longirostris* e *Balaenoptera brydei*, utilizando a segunda opção de pares de iniciadores. Eixo X (temperatura); Eixo Y (derivada negativa da fluorescência em função da temperatura, $-dF/dT$). O ponto máximo de cada linha representa a temperatura de dissociação do produto. A presença de um pico único sugere a presença de um único produto.

Para todos os pares de iniciadores desenhados, foram obtidos apenas um pico de dissociação, o que sugere a formação de um único produto e reforça a especificidade dos iniciadores desenhados.

No entanto, *GSTα4* de *S. longirostris*, quando amplificada com o par de iniciadores “b” (**Figura 2-2**), não apresentou uma eficiência tão boa quanto quando utilizamos o par de iniciadores “a” (**Tabela 2-2**). Sendo assim, para esta espécie, será utilizado o par de iniciadores “a” para futuras análises.

Tabela V.5.4-IV Valores de R^2 e eficiência calculados com base em uma curva padrão de cDNA de *Tursiops truncatus*, *Stenella longirostris* e *Balaenoptera brydei*.

Espécie	Gene alvo	Iniciador*	R^2 **	Eficiência***
<i>Tursiops truncatus</i>	<i>GSTα4</i>	F: CCCAAACTCCACTATCCAAATG R: GTTACCATCCTGCAACTTCTG	0,98	1,04
<i>Stenella longirostris</i>	<i>GSTα4</i>	F: GGGTCATGGACAAAGGTTTCTTGTTGG (par a) R: GGTGAGGAAAGGCAGACAGGATATTAGG (par a)	0,99	1,00
		F: CCTTCCTCAAACCGATGA (par b) R: GCTGATTACCAACAAGAAACC (par b)	0,99	1,07
		F: GTCATGGACAAAGGTTTCTTG (par a) R: AAAGGCAGACAGGATATTAGG (par a)	0,99	1,09
<i>Balaenoptera brydei</i>	<i>GSTα4</i>	F: TAATATCCTGTCTGCCTTTCC (par b) R: CGTTTCTCACGTAGATGTC (par b)	0,99	1,39

*F: forward; R: reverse.

**Valores de R^2 acima de 0,98 são considerados aceitáveis.

***Valores de eficiência entre 0,95 e 1,05 são considerados aceitáveis.

O perfil eletroforético em gel de agarose 3% dos produtos de PCR reforçam os resultados obtidos nas curvas de dissociação, e indicam a presença de um produto único para os genes *GST α 4* de *T. truncatus* e para *GST α 4* de *S. longirostris* (par de iniciadores “a”) (**Figura V.5.4-III**).

Assim, considera-se que, para estes dois genes, os pares de iniciadores desenhados apresentaram qualidade e especificidade apropriadas, sendo adequados para utilização na quantificação de transcritos dos respectivos genes.

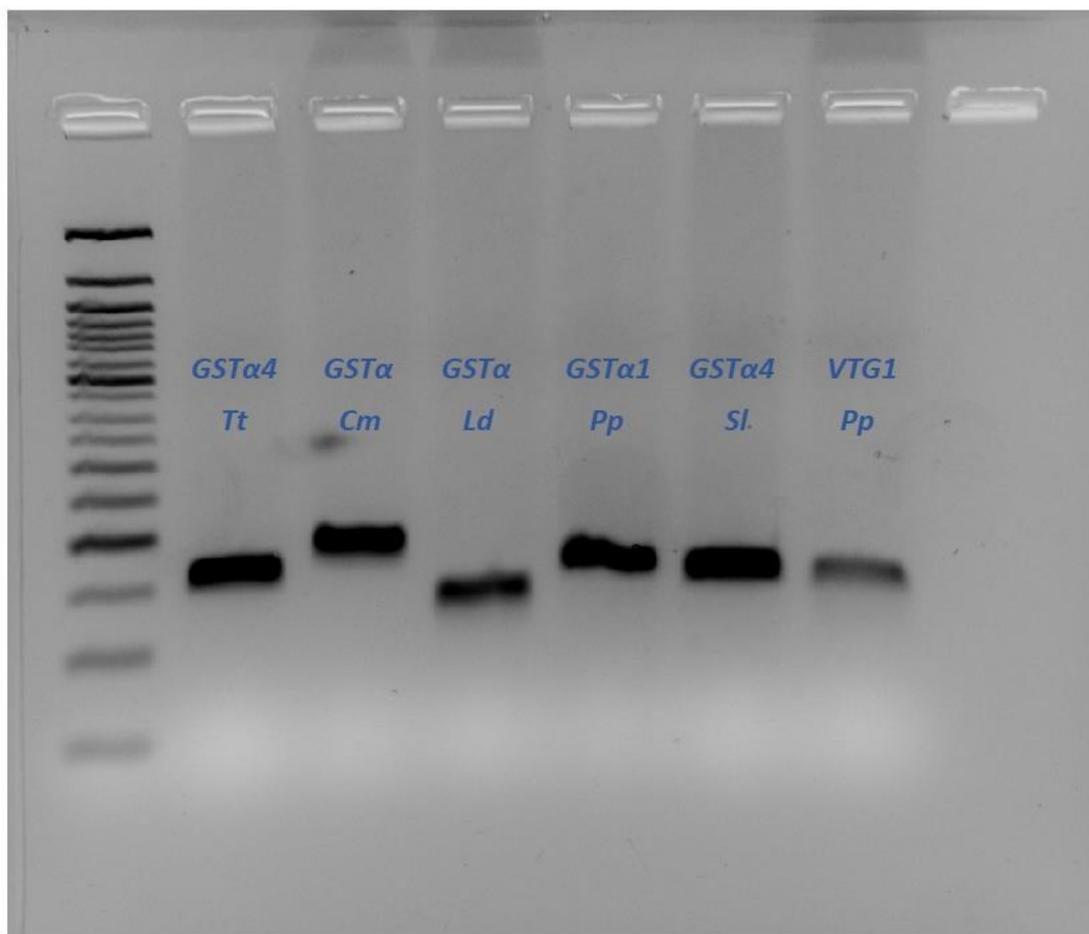


Figura V.5.4-III. Produtos das reações em cadeia da polimerase (qPCR) para os genes de Glutathione S-transferase isoforma alfa 4 ($GST\alpha 4$) em *Tursiops truncatus* ($GST\alpha 4$ Tt) e *Stenella longirostris* ($GST\alpha 4$ Sl) submetidos à eletroforese em gel de agarose 3%. Presença de uma única banda indica formação de um único produto, atestando a especificidade dos iniciadores desenhados.

Paralelamente, $GST\alpha 4$ de *B. brydei* apresentou uma amplificação tardia e não eficiente com ambos os pares de iniciadores desenhados (

Tabela V.5.4-v), portanto, faz-se necessário o desenho de um novo par de iniciadores para este gene alvo nesta espécie. Estes novos iniciadores já foram desenhados e são apresentados na

Tabela V.5.4-v.

Tabela V.5.4-V: Sequências de iniciadores selecionadas para amplificação do gene *Glutathione S-transferase alfa 4 (GSTa4)* em tecido tegumentar de *Balaenoptera brydei*.

Espécie	Gene de interesse	Origem da sequência	Iniciadores	Tm* (°C)	%GC**
<i>Balaenoptera brydei</i>	<i>Glutathione S-transferase alfa 4 (GSTa4)</i>	Transcriptoma	F: GGGTCATGGACAAAGGTTTCTTGTGG	59,8	48,1
			R: GGTGAGGAAAGGCAGACAGGATATTAG	59,8	50,0
			F: TATAGCGGACAAGCACCATCTCTTCG	59,8	50,0
			R: AAGATCCAGGGTTCCCTCCACATAC	59,7	52,0

*Tm – Temperatura de dissociação (temperatura de ‘melting’) é definida como a temperatura na qual metade dos fragmentos de DNA está na forma desnaturada, ou seja, não pareados, e a outra metade está pareada.

**%GC – Conteúdo de GC, referente ao número de Gs e Cs nos iniciadores como uma porcentagem do total de bases (preferencialmente entre 40-60%).

V.5.4.4 Conclusões sobre biomarcadores

- A espécie *Megaptera noveangliae* foi incluída no rol de espécies prioritárias do segundo ciclo de atividades de análises de biomarcadores bioquímicos e moleculares em cetáceos do PMC-BS;
- O segundo ciclo envolverá análises de biomarcadores em tecido tegumentar de *Megaptera novaeangliae*, *Balaenoptera brydei*, *Stenella longirostris* e *Tursiops truncatus*;
- Para o novo ciclo de atividades foram excluídos os biomarcadores moleculares *HSPA* e *E2F1*, e incluídos dois novos biomarcadores: quantificação dos níveis de proteínas carboniladas (PCO), cujo ensaio encontra-se em etapa inicial de padronização; e quantificação dos níveis de transcritos do gene *GST-alfa*, cujos testes iniciais foram apresentados neste relatório;
- Foram testados iniciadores específicos para quantificação dos transcritos de *GST-alfa* em *B. brydei*, *S. longirostris* e *T. truncatus*, cujos resultados mostraram a obtenção de ao menos um par de iniciador para o gene em *S. longirostris* e *T. truncatus*;
- Os dois pares de iniciadores para o gene *GST-alfa* analisados em *B. brydei* não apresentaram o padrão ideal de amplificação, e novos pares serão desenhados e testados para o gene em estudo.

VI. CONSIDERAÇÕES FINAIS

VI.1 Avanços obtidos em relação aos anos anteriores e consecução dos objetivos do Projeto

Um dos avanços mais evidentes em comparação aos anos anteriores é o incremento de esforço e tamanho amostral resultante de mais um ano de monitoramento. Assim, este presente 7º Relatório Anual traz uma série temporal de sete anos de dados coletados de maneira contínua e sistemática. Esta série temporal e o esforço de campo robusto empregado no Projeto fazem da Bacia de Santos a região marinha mais bem amostrada da costa brasileira para as baleias e golfinhos.

Tomando como base o Relatório Consolidado do Ciclo de Curto Prazo do PMC-BS (PETROBRAS, 2021c), houve um incremento de 31.733 km de rotas navegadas em esforço. Houve também um aumento de 541 detecções visuais e 184 detecções acústicas de grupos de cetáceos, além de mais 268 indivíduos fotoidentificados e 44 biópsias. Nenhuma espécie nova foi registrada, o que indica que o esforço amostral teve uma cobertura adequada para caracterizar a comunidade de cetáceos. Além disso, o incremento geral da amostra resulta em maior robustez das análises e inferência, ou seja, conclusões mais assertivas com base no conjunto de dados coletados.

Além dos dados gerados pelo próprio PMC-BS, avançou-se nas análises de banco de dados de detecções acústicas fornecido pelo PMPAS-BS. O volume de dados trabalhados neste relatório praticamente dobrou, perfazendo um conjunto de 38 campanhas de *glider* coletados em quatro anos. O conjunto ampliado de dados permitiu uma descrição mais robusta da distribuição e sazonalidade dos cetáceos, em especial dos misticetos (baleias com barbatanas bucais), que é justamente o grupo cuja detecção pelo MAP é prejudicada pelos ruídos da própria embarcação de pesquisa. Dessa forma, integrando as informações dos dois Projetos, foi possível obter uma amostragem abrangente do repertório acústico dos cetáceos da Bacia de Santos.

O presente 7º Relatório Anual abordou três novos itens previstos no Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS. O principal deles diz respeito às potenciais interferências das atividades de prospecção sísmica sobre os cetáceos da Bacia de Santos, que contou com duas novas abordagens. Naturalmente, os resultados ainda são preliminares e passarão por desenvolvimento ao longo dos próximos anos. Entretanto, já é possível constatar que a proposta de análise retroativa tem o potencial de trazer resultados importantes, enfocando em um efeito espacial e aproveitando oportunisticamente um desenho amostral mais abrangente, pois existem casos de sobreposição espaço-temporal notável (ainda que parcial seja no tempo, seja no espaço) entre as campanhas do PMC-BS e os projetos de prospecção sísmica realizados na Bacia de Santos nos últimos anos. O novo desenho amostral dos sobrevoos, por sua vez, preconiza a dimensão temporal ao caracterizar a densidade e distribuição antes e durante a intervenção humana. Outras duas abordagens metodológicas novas também foram implementadas com sucesso no Projeto, por ora trazendo informações ainda preliminares (afinal, como referido, são metodologias cuja implementação principiou recentemente) sobre a ecologia trófica (isótopos estáveis) e tamanho corporal dos animais (fotogrametria).

Mesmo para as análises que vem sendo desenvolvidas desde os Relatórios Anuais anteriores para caracterização da biologia de baleias e golfinhos, lançou-se mão de novas análises e aprofundamentos na investigação. Uma análise nova investigando agrupamentos de espécies por afinidades na utilização dos habitats, considerando o caráter multidimensional do ambiente marinho, mostrou pelo menos cinco padrões de uso do gradiente ambiental da Bacia de Santos pelos cetáceos. Na modelagem de habitat considerando as influências antrópicas, a inclusão da sazonalidade explicitamente nos modelos foi outra novidade importante para caracterizar a utilização espaço-temporal da Bacia de Santos pelos cetáceos. Neste item sobre modelagem de habitat de cetáceos, utilizou-se pela primeira vez os valores de ruído resultantes da modelagem acústica do PMPAS-BS, ao invés de terem sido utilizados somente os dados obtidos pelo monitoramento acústico passivo (realizado pelo PMC-BS), o que permitiu realizar a análise em uma maior abrangência espacial da Bacia de Santos. Nas análises de

biomarcadores, foi incluído um novo biomarcador, a Glutathione S-transferase alfa, com testes iniciais de padronização para *Tursiops truncatus*, *Stenella longirostris* e *Balaenoptera brydei*. Vale mencionar também as novas abordagens de análises e apresentação de resultados para os itens sobre mergulho e lesões de pele, dentre outros.

Avaliando os 11 objetivos específicos definidos no Projeto Executivo do Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS (PETROBRAS, 2020b), é possível constatar por meio deste 7º Relatório Anual que a grande maioria deles foi abordado da forma prevista no Projeto (ver quadro no item seguinte **VI.2 Avaliação dos Resultados Orientados para os Objetivos**). As múltiplas abordagens de coleta, processamento e análises dos dados utilizadas no monitoramento, bem como os avanços obtidos em relação aos Relatórios Anuais anteriores, atestam o sucesso do PMC-BS. Além do êxito no monitoramento em si, que por definição é a mensuração repetida e padronizada de determinados parâmetros de interesse, o Projeto tem gerado continuamente diferentes perguntas de cunho técnico-científico, que resultam em aprofundamento das análises e desenvolvimento de novas abordagens, conforme descrito acima.

VI.2 Avaliação dos Resultados Orientados para os Objetivos

OBJETIVO ESPECÍFICO	INDICADORES (RESULTADOS)	FORMAS DE VERIFICAÇÃO
1) Consolidar o conhecimento sobre a riqueza e a distribuição de espécies de cetáceos na Bacia de Santos.	<ul style="list-style-type: none">- Número de registros por espécies identificadas<ul style="list-style-type: none">• 3644 registros visuais e 1578 registros acústicos com 27 táxons identificados;- Número de novas espécies registradas<ul style="list-style-type: none">• nenhuma nova espécie registrada;- Mapas de distribuição por espécie<ul style="list-style-type: none">• mapas de distribuição para todas as espécies e gêneros identificados.	Alimentação de dados no SisPMC; Relatórios Anuais e Relatório Consolidado

OBJETIVO ESPECÍFICO	INDICADORES (RESULTADOS)	FORMAS DE VERIFICAÇÃO
<p>2) Monitorar a densidade e a abundância das espécies mais comuns de cetáceos na Bacia de Santos, identificando tendências de crescimento ou declínio das populações.</p> <p>3) Monitorar a ocorrência e índices de abundância (taxas de encontro por unidade de esforço amostral) de todas as espécies de cetáceos na Bacia de Santos</p>	<ul style="list-style-type: none">- Número de registros por espécies identificadas<ul style="list-style-type: none">• registros identificados para 27 espécies de cetáceos;- Descrição das taxas de encontro (indivíduos ou grupos por unidade de esforço) para as espécies<ul style="list-style-type: none">• taxas de encontro descritas por campanha para todos os táxons com ou sem identificação de espécie;- Número de espécies com densidade e abundância estimada pelo método de <i>Distance Sampling</i><ul style="list-style-type: none">• estimativas de densidade e abundância para quatro espécies de cetáceos com n amostral suficiente.	<p>Relatórios Anuais e Relatório Consolidado; Relatórios de Campanha</p>

<p>4) Consolidar informações sobre o uso de habitats das espécies de cetáceos da Bacia de Santos;</p> <p>5) Aprofundar as informações sobre deslocamentos, movimentos migratórios e estrutura populacional das espécies de cetáceos</p>	<ul style="list-style-type: none">- Mapas com áreas de concentração de avistagens por espécie<ul style="list-style-type: none">• mapas de adequabilidade de habitat construídos para 18 táxons;- Número de espécies com descrição da faixa de profundidade usadas<ul style="list-style-type: none">• descrição das faixas de profundidade utilizadas por todas as 27 espécies observadas);- Número de variáveis descritoras de habitat utilizadas (p. ex. distância da costa, temperatura, clorofila, etc.)<ul style="list-style-type: none">• 27 variáveis ambientais e antrópicas utilizadas para modelagem;- Número de transmissores satelitais implantados com dados de movimentos individuais<ul style="list-style-type: none">• 81 tags satelitais implantados;- Número de espécies com a rota migratória descrita<ul style="list-style-type: none">• quatro espécies com rotas migratórias descritas);- Número de espécies com os movimentos descritos<ul style="list-style-type: none">• 15 espécies com reavistagens por fotoidentificação e 13 espécies com transmissores satelitais implantados);	<p>Relatórios Anuais e Relatório Consolidado</p>
---	---	--

OBJETIVO ESPECÍFICO	INDICADORES (RESULTADOS)	FORMAS DE VERIFICAÇÃO
<p>6) Identificar padrões comportamentais das espécies de cetáceos e suas suscetibilidades a impactos potenciais de atividades antrópicas, aquelas direta e indiretamente ligadas às atividades de E& P de petróleo e gás natural e outras.</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Número de espécies com perfil de mergulho descrito <ul style="list-style-type: none"> • 11 espécies com comportamento de mergulho analisado; - Número de transmissores arquivais implantados com dados do perfil de mergulho coletados; - Número de espécies com descrição dos tamanhos de grupo <ul style="list-style-type: none"> • 27 espécies com informações sobre tamanho de grupo; - Número de espécies com comportamento acústico descrito <ul style="list-style-type: none"> • informações sobre repertório acústico de 19 espécies – 13 delfínídeos, cachalote e cinco baleias-de-barbatana. 	<p>Relatórios Anuais e Relatório Consolidado</p>
<p>7) Avaliar o grau de contaminação existente em diferentes espécies de cetáceos por diferentes tipos de agentes químicos.</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Amostras analisadas para HPAs e biomarcadores <ul style="list-style-type: none"> • 38 amostras analisadas no Ciclo de Médio Prazo; - Espécies com dosagem de HPAs <ul style="list-style-type: none"> • dosagem para 12 espécies de cetáceos; 	<p>Relatórios Anuais e Relatório Consolidado</p>

OBJETIVO ESPECÍFICO	INDICADORES (RESULTADOS)	FORMAS DE VERIFICAÇÃO
<p>8) Avaliar o estado de saúde de cetáceos, monitorando a prevalência de lesões epidérmicas ou traumas em cetáceos;</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Número de indivíduos foto-identificados <ul style="list-style-type: none"> • 2794 indivíduos foto-identificados); - Espécies com dados de fotoidentificação <ul style="list-style-type: none"> • 26 espécies com dados de fotoidentificação; - Tipos de lesões de epiderme identificadas <ul style="list-style-type: none"> • diferentes tipos de lesões identificadas com prevalência por espécie quantificada. 	<p>Relatórios Anuais e Relatório Consolidado</p>
<p>9) Avaliar a distribuição e a frequência de uso espacial pelos cetáceos em função da presença de atividades de E&P (incluindo pesquisas sísmicas), tráfego de embarcações e pesca;</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Número de cruzamentos e análises de dados espaço-temporais de atividades antrópicas com os dados primários coletados no monitoramento <ul style="list-style-type: none"> • três cruzamentos realizados – um, com dados de cetáceos e de diversas atividades antrópicas e outros dois, com dados de cetáceos e da atividade de sísmica. 	<p>Relatórios Anuais e Relatório Consolidado</p>

OBJETIVO ESPECÍFICO	INDICADORES (RESULTADOS)	FORMAS DE VERIFICAÇÃO
<p>10) Avaliar periodicamente os objetivos do PMC e adequação dos métodos aplicados para atingi-los.</p> <p>11) Testar diferentes ferramentas, como algoritmos e softwares, para o processamento de dados, como os de fotoidentificação e detecção/classificação de sons de cetáceos, de forma automatizada</p>	<p>- Avaliação específica sobre a complementariedades dos dados e eficácia e funcionalidade da aplicação dos mesmos na escala do monitoramento</p> <ul style="list-style-type: none">• avaliação realizada sobre complementariedade entre avistagens e detecções acústicas.	<p>Relatórios Anuais e Relatório Consolidado</p>

VI.3 Produção Acadêmica do PMC-BS

A apresentação de trabalhos acadêmicos é uma importante forma de divulgação dos resultados do Projeto e de avaliação da qualidade dos dados por pares. Dentre os tipos de publicação mais relevantes para a ciência, destacam-se os artigos publicados em periódicos internacionais indexados. Cinco artigos desta modalidade produzidos com dados do PMC-BS já foram citados no Relatório Consolidado (PETROBRAS, 2021c): Simões-Lopes et al. (2019); Weir et al. (2020); Dalpaz et al. (2021); Pires et al. (2021); e Romeu et al. (2021). Três novos artigos foram publicados no último ano:

- MARCONDES, M.C.C.; CHEESEMAN, T.; JACKSON, J.A.; FRIEDLAENDER, A. S.; PALLIN, L.; OLIO, M.; WEDEKIN, L. L.; DAURA-JORGE, F. G.; CARDOSO, J.; SANTOS, J. D. F.; FORTES, R. C.; ARAÚJO, M. F.; BASSOI, M.; BEAVER, V.; BOMBOSCH, A.; CLARK, C. W.; DENKINGER, J; BOYLE, A.; RASMUSSEN, K.; SAVENKO, O.; AVILA, I. C.; PALACIOS, D. M.; KENNEDY, A. S. & SOUSA-LIMA, R. S. 2021. The Southern Ocean Exchange: porous boundaries between humpback whale breeding populations in southern polar Waters. **Scientific Reports**, 11: 23618.
- ROSSI-SANTOS, M.R.; FILUN, D.; SOARES-FILHO, W.; PARO, A.D.; WEDEKIN, L.L. 2022. "Playing the beat": Occurrence of Bio-duck calls in Santos Basin (Brazil) reveals a complex acoustic behavior for the Antarctic minke whale (*Balaenoptera bonaerensis*). **PLOS One**, 17(9): e0255868.
- MARICATO, G.; TARDIN, R.; LODI, L.; WEDEKIN, L.L.; DAURA-JORGE, F.G.; MACIEL, I.; MARIA, T.F.; ALVES, M.A.S. 2022. Identifying suitable areas for common bottlenose dolphin in anthropized waters. **Marine Biology**, 169: 110.

Outro trabalho foi aceito para publicação e encontra-se no prelo:

- VIANNA, Y.; AMORIM, T.O.S.; CASTRO, F.R.; WEDEKIN, L.; PARO, A.D.; MONTORIL, M.H.; ROSSI-SANTOS, M.R.; ANDRIOLO, A. Are

dolphins modulating whistles in interspecific group contexts?

Bioacoustics.

Houve ainda a apresentação de 42 resumos em oito eventos nacionais e internacionais, incluindo os maiores fóruns de discussão sobre a biologia de mamíferos marinhos da América do Sul e latina (Reunião de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul – RT e Congresso SOLAMAC) e do mundo (Conferência Bienal sobre a Biologia de Mamíferos Marinhos). Destaca-se recentemente a participação de diversos pesquisadores no XIII Congresso da Sociedade Latino-Americana de Especialistas em Mamíferos Aquáticos (RT19), realizada de 11 a 15 de setembro de 2022, na Praia do Forte – Bahia. Nesta ocasião foram apresentados 17 trabalhos, sendo seis na modalidade oral e 11, na modalidade pôsteres.

Além da produção acadêmica citada acima, inúmeros trabalhos encontram-se em andamento. Até o momento foram autorizados ou estão em processo de autorização 72 pedidos de uso de dados, que incluem teses de doutorado, dissertações de mestrado, monografias de conclusão de curso e artigos em revistas periódicas indexadas. Estes trabalhos envolvem diferentes instituições nacionais e internacionais, formando uma ampla rede de colaboração.

VI.4 Avaliação de Aspectos Antrópicos

Este 7º Relatório Anual abordou as possíveis interferências antrópicas sobre os cetáceos na Bacia de Santos de diferentes formas. A modelagem de habitats vem sendo utilizada de maneira recorrente nos últimos relatórios do PMC-BS (ver item **V.2.3 Modelagem de habitat considerando interferências antrópicas**), sob a premissa de que uma das possíveis respostas dos cetáceos à presença de distúrbios antropogênicos é a alteração na forma e intensidade do uso do espaço, incluindo o abandono (mesmo que temporário somente) ou a diminuição da frequência de uso de áreas impactadas. Para isto, foi integrado de forma pioneira diferentes fontes de dados provenientes de Projetos de condicionante ambiental desenvolvidos pela PETROBRAS na Bacia de Santos, sendo eles o Projeto de Monitoramento do Tráfego de

Embarcações (PMTE-BS), o Projeto de Monitoramento da Paisagem Acústica Submarina (PMPAS-BS) e o Projeto de Monitoramento da Atividade Pesqueira (PMAP-BS).

Em Relatórios Anuais anteriores, os ruídos da paisagem acústica, o tráfego de embarcações, a proximidade de plataformas petrolíferas e a atividade pesqueira apareceram em modelos plausíveis (com suporte pelo AIC) como variáveis com elevada relação com a distribuição dos cetáceos. Entretanto, estas variáveis não foram selecionadas de forma consistente ao longo dos anos, com o aumento do conjunto de dados utilizado. Eventualmente, os efeitos destas variáveis também foram positivos, contrariando a premissa de que os fatores antrópicos necessariamente acarretariam no afugentamento dos indivíduos. Estes resultados podem ser decorrentes de relações fracas ou mesmo relações espúrias entre estas variáveis antrópicas e a variável resposta, ou seja, correlações positivas ou negativas semnexo causal. Outra questão que pode interferir nos resultados da modelagem é que os dados foram agrupados em mysticetos e odontocetos, e as espécies podem responder de formas diferentes às pressões antropogênicas. As diferentes respostas por espécie e mesmo por indivíduos podem incluir a habituação dos animais, que deixam de responder às atividades antrópicas se perceberem que não existem riscos.

Deste modo, a complexidade do ambiente e a existência de diferentes respostas entre espécies e indivíduos podem dificultar a interpretação dos resultados, porque originam variabilidade não explicada pelos modelos até o momento gerados. A continuidade destas análises no Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS se mostra então necessária, considerando que é ampla a gama de variáveis ambientais e antrópicas que precisam contempladas nos modelos; que diferentes modelos (incluindo modelos de funções não-lineares) precisam ser empregados e seus resultados analisados comparativamente quanto à sua capacidade explicativa; que se mostra pertinente realizar também análises por espécie e que o incremento do tamanho amostral deve contribuir para aprimorar os resultados gerados pelos modelos (como de todas análises, de um modo geral). Se a ausência de efeitos antrópicos se mantiver na continuidade do Projeto, espera-se que as variáveis humanas sejam

descartadas de forma recorrente do rol de modelos considerados, que correspondem a diferentes hipóteses para os dados. Mas isso não significa que estas variáveis antrópicas deixarão de ser avaliadas pelo PMC-BS, pois somente o acúmulo de dados a médio/longo prazo e o aprimoramento contínuo de aspectos metodológicos poderão fornecer respostas mais robustas sobre as interferências antrópicas. Cabe destacar a importância da base robusta de dados para obtenção de resultados que vem ganhando qualidade ao longo dos Ciclos, evitando as inconsistências advindas das relações fracas e/ou espúrias.

As análises que concernem a sísmica são inéditas e, embora preliminares, forneceram duas abordagens metodológicas potenciais, para investigar os efeitos desta atividade sobre os cetáceos. As duas abordagens são complementares e buscam levar em conta os possíveis efeitos no eixo temporal (antes e durante a realização da pesquisa sísmica) e no eixo espacial (distância da fonte sísmica). A modelagem retroativa ainda carece de mais dados para ser conclusiva, pois considerou somente três projetos de sísmica. Até o próximo ano serão processados dados dos projetos sísmicos subsequentes que ocorreram na Bacia de Santos. A Campanha de Avistagem Aérea realizada no entorno do Campo de Iracema em duas etapas (antes e durante a pesquisa sísmica) forneceu métricas adequadas sobre densidade e distribuição dos cetáceos. Sendo este ainda o primeiro resultado obtido, carece, para sua apropriada compreensão, o exame à luz de resultados que serão obtidos com novas campanhas no entorno de futuros projetos de prospecção sísmica, conforme está previsto no decorrer do Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS.

Outra linha de investigação é a descrição e monitoramento da prevalência das lesões de pele observadas nos cetáceos ao longo do tempo e espaço por meio da fotoidentificação. Os resultados produzidos pelo Projeto sugerem o que já se conhece para cetáceos, que são ambientes aquáticos com múltiplas atividades antrópicas que podem gerar danos de forma cumulativa e sinérgica nas baleias e golfinhos. Estes cenários de conservação complexos e multifacetados também exigem grande esforço analítico e de interpretação, que serão abordados continuamente neste Ciclo do Projeto.

Enfim, a quantificação e o monitoramento de HPA e compostos organo-halogenados e de biomarcadores bioquímicos e moleculares podem fornecer informações sobre a bioacumulação e respostas fisiológicas dos organismos. Estas análises moleculares não mostraram, até o ano de 2021, contaminação proveniente de atividades de exploração, produção e escoamento de petróleo e gás natural em nível populacional. Com os resultados das análises do período do Ciclo de Médio Prazo, espera-se confirmar esses resultados. O monitoramento dos níveis destas substâncias potencialmente tóxicas e de biomarcadores, contudo, serve como linha de base (*baseline*). Identificar tendências ou alterações abruptas na concentração destas substâncias é de suma importância para identificar e avaliar eventuais impactos do ser humano sobre os organismos antes que reverberem criticamente nos níveis de organização mais complexos, como as comunidades e dos ecossistemas marinhos.

VII. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUILAR, A.; BORRELL, A.; PASTOR, T. 1999. Biological factors affecting variability of persistent pollutant levels in cetaceans. **Journal of Cetacean Research Management**, 1: 83-116.
- AGUILAR, A., BORRELL, A. 2005. DDT and PCB reduction in the western Mediterranean from 1987 to 2002, as shown by levels in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*). **Marine Environmental Research**, 59(4): 391-404.
- AGUILAR, A., BORRELL, A., REIJNDERS, P.J.H. 2002. Geographical and temporal variation in levels of organochlorine contaminants in marine mammals. **Marine Environmental Research**, 53: 425-452.
- ALBERTSON, G.R.; BAIRD, R.W.; OREMUS, M.; POOLE, M.M.; MARTIEN, K.K.; BAKER, C.S. 2016. Staying close to home? Genetic differentiation of rough-toothed dolphins near oceanic islands in the central Pacific Ocean. **Conservation Genetics**, 18(1): 33-51.
- ALEGBELEYE, O.O., OPEOLU, B.O., JACKSON, V.A. 2017. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: A Critical Review of Environmental Occurrence and Bioremediation. **Environmental Management**, 60(4): 758-783.
- ALMROTH, B.C.; STURVE, J.; BERGLUND, Å.; FÖRLIN, L. 2005. Oxidative damage in eelpout (*Zoarces viviparus*), measured as protein carbonyls and TBARS, as biomarkers. **Aquatic Toxicology**, v. 73: 171-180.
- ALONSO, M.B., AZEVEDO, A., TORRES, J.P.M., DORNELES, P.R., ELJARRAT, E., BARCELÓ, D., LAILSON-BRITO, J., MALM, O. 2014. Anthropogenic (PBDE) and naturally-produced (MeO-PBDE) brominated compounds in cetaceans — A review. **Science of The Total Environment**, 481: 619-634.
- ALTER, S.E.; MEYER, M.; POST, K.; CZECHOWSKI, P.; GRAVLUND, P.; GAINES, C.; ROSENBAUM, H.C.; KASCHNER, K.; TURVEY, S.T.; PLICHT, J.D.; SHAPIRO, B.; HOFREITER, M. 2015. Climate impacts on

- transocean dispersal and habitat in gray whales from the Pleistocene to 2100. **Molecular Ecology**, 24: 1510-1522.
- ALVES, F.; DINIS, A.; CASCÃO, I.; FREITAS, L. 2010. Bryde's whale (*Balaenoptera brydei*) stable associations and dive profiles: new insights into foraging behavior. **Marine Mammal Science**, 26(1): 202 – 212.
- ALVES, F.; DINNIS, A.; RIBEIRO, C.; NICOLAU, C.; KAUFMANN, M.; FORTUNA, C. M.; FREITAS, L. 2013. Daytime dive characteristics from six short-finned pilot whales *Globicephala macrorhynchus* off Madeira Island. Arquipelago. **Life and Marine Sciences**, 31: 1–8.
- AMARAL, A.R.; SEQUEIRA, M.; MARTÍNEZ-CEDDIRA, J.; COELHO, M.M. 2007. New insights on population genetic structure of *Delphinus delphis* from the northeast Atlantic and phylogenetic relationships within the genus inferred from two mitochondrial markers. **Marine Biology**, 151(5): 1967-1976.
- ANDREWS, K.R.; PERRIN, W.F.; OREMUS, M.; KARCZMARSKI, L.; BOWEN, B.W.; PURITZ, J.B.; TOONEN, R.J. 2013. The evolving male: spinner dolphin (*Stenella longirostris*) ecotypes are divergent at Y chromosome but not mtDNA or autosomal markers. **Molecular Ecology**, 22(9): 2408–2423.
- ANDRIOLO, A.; DA ROCHA, J.M.; ZERBINI, A.N.; SIMÕES-LOPES, P.C.; MORENO, I.B.; LUCENA, A.; DANILEWICZ, D.; BASSOI, M. 2010a. Distribution and relative abundance of large whales in a former whaling ground off eastern South America. **Zoologia**, 27 (5): 741-750.
- ANDRIOLO, A.; KINAS, P.G.; ENGEL, M.H.; MARTINS, C.C.A.; RUFINO, A.M. 2010b. Humpback whales within the Brazilian breeding ground: distribution and population size estimate. **Endangered Species Research**, 11(3): 233-243.

- AOKI, K.; AMANO, M.; MORI, K.; KOUROGI, A.; KUBODERA, T.; MIYAZAKI, N. 2012. Active hunting by deep-diving sperm whales: 3D dive profiles and maneuvers during bursts of speed. **Marine Ecology Progress Series**, 444: 289–301.
- AOKI, K.; AMANO, M.; YOSHIOKA M.; MORI, K.; TOKUDA, D.; MIYAZAKI, N. 2007. Diel diving behavior of sperm whales off Japan. **Marine Ecology Progress Series**, 349: 277–287.
- ATHAYDE, A.; CARDOSO, J.; FRANCISCO, A.; SICILIANO, S. 2020. Bryde's Whales (*Balaenoptera brydei*) off the North Coast of São Paulo, Brazil: first photo-identification study. **Aquatic Mammals**, 46(5): 488-501.
- AU, W.W. 1993. **The sonar of dolphins**. Springer-Verlag, New York, NY. 288 p.
- AU, W.W.; BRANSTETTER, B.; MOORE, P.W.; FINNERAN, J.J. 2012a. The biosonar field around an Atlantic bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*). **The Journal of the Acoustical Society of America**, 131(1): 569-576.
- AU, W.W.; BRANSTETTER, B.; MOORE, P.W.; FINNERAN, J.J. 2012b. Dolphin biosonar signals measured at extreme off-axis angles: Insights to sound propagation in the head. **The Journal of the Acoustical Society of America**, 132(2): 1199-1206.
- AZEVEDO, A.F.; CARVALHO, R.R.; KAJIN, M.; VAN SLUYS, M; BISI, T.L; CUNHA, H.A; LAILSON-BRITO, J. 2017. The first confirmed decline of a delphinid population from Brazilian waters: 2000–2015 abundance of *Sotalia guianensis* in Guanabara Bay, South-eastern Brazil. **Ecological Indicators**, 79: 1-10.
- AZZOLIN, M.; GANNIER, A.; LAMMERS, M.O.; OSWALD, J.N.; PAPALE, E.; BUSCAINO, G.; BUFFA, G.; MAZZOLA, S.; GIACOMA, C. 2014. Combining whistle acoustic parameters to discriminate Mediterranean odontocetes during passive acoustic monitoring. **Journal of the Acoustic Society of America**, 135(1): 502-512.

- BACHMAN, M.J.; FOLTZ, K.M.; LYNCH, J.M.; WEST, K.L.; JENSEN, B.A. 2015. Using cytochrome P4501A1 expression in liver and blubber to understand effects of persistent organic pollutant exposure in stranded Pacific Island cetaceans. **Environmental Toxicology and Chemistry**, 34(9): 1989-1995.
- BAILEY, H.; MATE, B. R.; PALACIOS, D. M.; IRVINE, L.; BOGRAD, S. J.; COSTA, D. P.; 2009. Behavioural estimation of blue whale movements in the Northeast Pacific from state-space model analysis of satellite tracks. **Endangered Species Research**, 10: 93-106.
- BAIRD, R W.; BORSANI, J.F.; HANSON, M.B.; TYACK, P.L. 2002. Diving and night-time behavior of long-finned pilot whales in the Ligurian Sea. **Marine Ecology Progress Series**, 237: 301-305.
- BAIRD, R.W.; HANSON, M.B.; DILL, L.M. 2005. Factors influencing the diving behavior of fish-eating killer whales: sex differences and diel and interannual variation in diving rates. **Canadian Journal of Zoology**, 83(2): 257-267.
- BAIRD, R.W.; LIGON, A.; HOOKER, S.K. 2000. **Sub-surface and night-time behavior of humpback whales off Maui, Hawaii**: a preliminary report. Hawaiian Islands Humpback Whale National Marine Sanctuary, Kihei, HI. 19 p.
- BAIRD, R.W.; LIGON, A.D.; HOOKER, S.K.; GORGONE, M.A. 2001. Subsurface and nighttime behavior of pantropical spotted dolphins in Hawaii. **Canadian Journal of Zoology**, 79(6): 988-996.
- BAIRD, R.W.; SCHORR, G.S.; WEBSTER, D.L.; MCSWEENEY, D.J.; HANSON, M.B.; ANDREWS, R.D. 2011. Movements of two satellite-tagged pygmy killer whales (*Feresa attenuata*) off the island of Hawaii. **Cascadia Research Collective**, 27(4): 332-337.
- BAIRD, R. W.; WEBSTER, D. L.; MAHAFFY, S. D.; MCSWEENEY, D. J.; SCHORR, G. S.; LIGON, A. D. 2008. Site fidelity and association patterns

- in a deep-water dolphin: Rough-toothed dolphins (*Steno bredanensis*) in the Hawaiian Archipelago. **Marine Mammal Science**, 24(3): 535-553.
- BAKER, R.C.; LEWIS, B.C.; MAILMAN, R.B.; HODGSON, E. 1972. Induction of hepatic mixed function oxidases by the insecticide, Mirex. **Environmental Research**, 5(4): 418-434.
- BALENSIEFER, D.C.; MARCONDES, M.; PRETTO, D.; CYPRIANO-SOUZA, A.L. 2014. Short Note: Antarctic Minke Whale (*Balaenoptera bonaerensis*, Burmeister, 1867) in the Tapajós River, Amazon Basin, Brazil. **Aquatic Mammals**, 40(2): 201-206.
- BALLANCE, L. et al. 2007. The removal of large whales from the Southern Ocean: evidence for long-term ecosystem effects. In: **Whales, whaling and ocean ecosystems** (Eds). University of California Press: Berkeley, CA, p. 215-230.
- BALMER, B., YLITALO, G., WATWOOD, S., QUIGLEY, B., BOLTON, J., MULLIN, K., ROSEL, P., ROWLES, T., SPEAKMAN, T., WILCOX, L., ZOLMAN, E., SCHWACKE, L. 2019. Comparison of persistent organic pollutants (POPs) between small cetaceans in coastal and estuarine waters of the northern Gulf of Mexico. **Marine Pollution Bulletin**, 145(18573): 239-247.
- BAPTISTA, G., KEHRIG, H.A., DI BENEDITTO, A.P.M., HAUSER-DAVIS, R.A., ALMEIDA, M.G., REZENDE, C.E., SICILIANO, S., DE MOURA, J.F., MOREIRA, I. 2016. Mercury, selenium and stable isotopes in four small cetaceans from the Southeastern Brazilian coast: Influence of feeding strategy. **Environmental Pollution**, 218: 1298-1307.
- BANDELT et al. 1999. Median-joining networks for inferring intraspecific phylogenies. **Molecular Biology and Evolution**, 16(1): 37-48.
- BARRAGÁN-BARRERA, D.C.; MAY-COLLADO, L.J.; TEZANOS-PINTO, G.; ISLAS-VILLANUEVA, V.; CORREA-CÁRDENAS, C.A.; CABALLERO, S. 2017. High genetic structure and low mitochondrial diversity in bottlenose dolphins of the Archipelago of Bocas del Toro, Panama: A population at

- risk? **PloS One**, 12(12): 1-22.
- BARRETO, A.S.; MORAES, C.G.; SPERB, R.M.; BUGGHI, C.H. 2006. Using GIS to Manage Cetacean Strandings. **Journal of Coastal Research**, 39: 1643–1645.
- BATES, D.; MAECHLER, M.; BOLKER, B.; WALKER, S. 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. **Journal of Statistical Software**, 67(1): 1-48.
- BATISTA, R.L.G.; SCHIAVETTI, A.; SANTOS, U.A.D.; REIS, M.D.S.S D. 2012. Cetaceans registered on the coast of Ilhéus (Bahia), northeastern Brazil. **Biota Neotropica**, 12(1): 31-38.
- BAUMANN-PICKERING, S.; MCDONALD, M.A.; SIMONIS, A.E.; SOLSONABERGA, A.; MERKENS, K.P.; OLESON, E.; ROCH, M.A.; WIGGINS, S.M.; RANKING, S.; YACK, T.; HILDEBRAND, J.A. 2013. Species-specific beaked whale echolocation signals. **The Journal of the Acoustical Society of America**, 134(3): 2293-2300.
- BAUMANN-PICKERING, S.; WIGGINS, S.M.; HILDEBRAND, J.A.; ROCH, M.A.; SCHNITZLER, H.U. 2010. Discriminating features of echolocation clicks of melon-headed whales (*Peponocephala electra*), bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*), and Gray's spinner dolphins (*Stenella longirostris longirostris*). **The Journal of the Acoustical Society of America**, 128(4): 2212-2224.
- BAUMGARTNER, M.F.; LIN, Y.T. 2019. **Evaluating the accuracy and detection range of a moored whale detection buoy near the Massachusetts wind energy area**. Woods Hole (MA): Massachusetts Clean Energy Center and U.S. Department of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management. OCS Study BOEM 2019-061. 72 p.
- BAUMGARTNER, M.F.; MUSSOLINE, S.E. 2011. A generalized baleen whale call detection and classification system. **Journal of the Acoustical Society of America**, 129(5): 2889-2902.

- BEARZI, G.; REEVES, R.R.; REMONATO, E.; PIERANTONIO, N.; AIROLDI, S. 2011. Risso's dolphin *Grampus griseus* in the Mediterranean Sea. **Mammalian Biology**, 76(4): 385-400.
- BEARZI, M.; PATONAI, K. 2010. Occurrence of the barnacle (*Xenobalanus globicipitis*) on coastal and offshore common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Santa Monica Bay and adjacent areas, California. **Bulletin of Southern California Academy of Sciences**, 109(2): 37-44.
- BEERLI, P. 2008. Migrate version 3.0 - a maximum likelihood and Bayesian estimator of gene flow using the coalescent. Disponível em: <<http://popgen.sc.fsu.edu/Migrate/Migrate-n.html>>. Acesso em: 23 abr. 2020.
- BENGTSON NASH, S.; DAWSON, A.; BURKHARD, M.; WAUGH, C.; HUSTON, W. 2014. Detoxification enzyme activities (CYP1A1 and GST) in the skin of humpback whales as a function of organochlorine burdens and migration status. **Aquatic Toxicology**, 155(10): 207-212.
- BENGTSON NASH, S.M., CASTRILLON, J., EISENMANN, P., FRY, B., SHUKER, J.D., CROPP, R.A., DAWSON, A., BIGNERT, A., BOHLIN-NIZZETTO, P., WAUGH, C.A., POLKINGHORNE, B.J., DALLE LUCHE, G., MCLAGAN, D. 2018. Signals from the south; humpback whales carry messages of Antarctic sea-ice ecosystem variability. **Global Change Biology**, 24(4), 1500-1510.
- BERNINSONE, L.G.; JIMÉNEZ, S.; FORSELLEDO, R.; LAPORTA, M.; WERNER, T.B. 2022. Alternative fishing methods, the potential use of “pingers,” and other solutions to reduce the bycatch of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*). Acoustic repertoire and bioacoustics applications. In: SIMÕES-LOPES, P.C.; CREMER, M.J. (Eds.). **The Franciscana Dolphin: On the Edge of Survival**. Academic Press, Elsevier, London, UK.

- BERTA, A.; SUMICH, J.L. 1999. **Marine mammals: evolutionary biology**. Burlington: Academic Press. Elsevier. 494 p.
- BEZAMAT, C.; WEDEKIN, L.L.; SIMÕES-LOPES, P.C. 2015. Potential ship strikes and density of humpback whales in the Abrolhos Bank breeding ground, Brazil. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem**, 25(5): 712-725.
- BÍGEGO, M.C.; TANIGUCHI, S.; LOURENÇO, R.A. 2018. **Avaliação e Interpretação de Resultados de Hidrocarbonetos de Petróleo, Organoclorados e Organobromados em Amostras Biológicas de Tetrápodes Provenientes de Programas de Monitoramento Ambiental da Petrobras**. Relatório de Atualização do Estado da Arte – RAEA, IOUSP. São Paulo. p.119.
- BISI, T.L., DORNELES, P.R., LAILSON-BRITO, J., LEPOINT, G., AZEVEDO ADE, F., FLACH, L., MALM, O., DAS, K. 2013. Trophic relationships and habitat preferences of delphinids from the southeastern Brazilian coast determined by carbon and nitrogen stable isotope composition. **PLoS ONE**, 8(12), e82205.
- BLOCH, D.; HEIDE-JØRGENSEN, M. P.; STEFANSSON, E.; MIKKELSEN, B.; OFSTAD, L. H.; DIETZ, R.; ANDERSEN, L. W. 2003. Short-term movements of long-finned pilot whales *Globicephala melas* around the Faroe Islands. **Wildlife Biology**, 9(1): 47-58.
- BONJEAN, F.; LAGERLOEF, G.S.E. 2002. Diagnostic Model and Analysis of the Surface Currents in the Tropical Pacific Ocean. **Journal of Physical Oceanography**, 32(10): 2938-2954.
- BORCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. 2011. **Numerical Ecology with R**. New York: Springer. 301 p.
- BORTOLOTTO, G.A., KOLESNIKOVAS, C.K.M., FREIRE, A.S. & SIMÕES-LOPES, P.C. 2016 Young humpback whale *Megaptera novaeangliae*

- feeding in Santa Catarina coastal waters, Southern Brazil, and a ship strike report. **Marine Biodiversity Records**, 9(1): 9-29.
- BRADFORD, M.M. 1976. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. **Analytical Biochemistry**, 7(72): 248-254.
- BRANCH, T. A.; STAFFORD, K. M.; PALACIOS, D. M.; ALLISON, C.; BANNISTER, J. L.; BURTON, C. L. K.; WARNEKE, R. M. 2007. Past and present distribution, densities and movements of blue whales *Balaenoptera musculus* in the Southern Hemisphere and northern Indian Ocean. **Mammal Review**, 37(2): 116-175.
- BRANDINI, F.P.; TURA, P.M.; SANTOS, P.P.G.M. 2018. Ecosystem responses to biogeochemical fronts in the South Brazil Bight. **Progress in Oceanography**, 164: 52-62.
- BRAULIK, G.; JEFFERSON, T. A. 2018. *Stenella frontalis*. The IUCN Red List of Threatened Species. IUCN 2008: e.T20732A50375312
- BREIMAN, L. 1996. Bagging predictors. **Machine learning**, 24(2): 123-140.
- BREIMAN, L. 2001. Random forests. **Machine learning**, 45(1): 5-32.
- BREIMAN, L.; FRIEDMAN, J.H.; OLSHEN, R.A.; STONE, C.J. 1984. **Classification and regression trees**. CRC Press. Wadsworth, Belmont, CA. 358 p.
- BROWN, M.R.; CORKERON, P.J.; HALE, P.T.; SCHULTZ, K.W.; BRYDEN, M.M. 1995. Evidence for a sex-segregated migration in the humpback whale (*Megaptera novaeangliae*). **Proceedings of the Royal Society of London**, 259(1355): 229-234.
- BROWN, N.W.; HELBIG, R.; BOAG, P.T.; GASKIN D.E.; WHITE, B.N. 1991. Sexing beluga whales (*Delphinapterus leucas*) by means of DNA markers. **Canadian Journal of Zoology**, 69(7): 1971-1976.

- BUCKLAND, S.T.; ANDERSON, D.R.; BURNHAM, K.P.; LAAKE, J.L.; BORCHERS, D.L.; THOMAS, L. 2001. **Introduction to Distance Sampling**. Oxford: Oxford University Press. 448 p.
- BURKHARDT, E.; OPZEELAND, I.V.; CISEWSKI, B.; MATTMÜLLER, R.; MEISTER, M.; SCHALL, E.; SPIESECKE, S.; THOMISCH, K.; ZWICKER, S.; BOEBEL, O. 2021. Seasonal and diel cycles of fin whale acoustic occurrence near Elephant Island, Antarctica. **Royal Society Open Science**, 8(5): 201142.
- BURNHAM, K.P.; ANDERSON, D.R. 2002. **Model Selection and Multi-Model Inference**. Springer-Verlag: New York, NY. 488 p.
- CABALLERO, S.; SANTOS, M.C.O.; SANCHES, A.; MIGNUCCI-GIANNONI, A.A. 2013. Initial description of the phylogeography, population structure and genetic diversity of Atlantic spotted dolphins from Brazil and the Caribbean, inferred from analyses of mitochondrial and nuclear DNA. **Biochemical Systematics and Ecology**, 48: 263-270.
- CAGNAZZI, D.; FOSSI, M.C.; PARRA, G.J.; HARRISON, P.L.; MALTESE, S.; COPPOLA, D.; SOCCODATO, A.; BENT, M.; MARSILI, L. 2013. Anthropogenic contaminants in Indo-Pacific humpback and Australian snubfin dolphins from the central and southern Great Barrier Reef. **Environmental Pollution**, 182(1): 490-494.
- CALAMBOKIDIS, J.; SCHORR, G.S.; STEIGER, G.H.; FRANCIS, J.; BAKHTIARI, M.; MARSHALL, G.; OLESON, E.M.; GENDRON, D.; ROBERTSON, K. 2008. Insights into the underwater diving, feeding, and calling behavior of the blue whales from a suction-cup-attached video-imaging tag (Cittercam). **Marine Technology Society Journal**, 41(4): 19-29.
- CAMPOS, E.J.D., MILLER, J.L., MÜLLER, T.J., PETTERSON, R.G. 1995. Physical oceanography of the southwest Atlantic Ocean. **Oceanography**, 8(3): 87–91.

- CARVALHO, I.; LOO, J.; COLLINS, T.; BARENDSE, J.; POMILLA, C.; LESLIE, M.S.; NGOUESSONO, S.; BEST, P.B.; ROSENBAUM, H.C. 2014. Does temporal and spatial segregation explain the complex population structure of humpback whales on the coast of West Africa? **Marine Biology**, 161(4): 805–819.
- CANUEL, E.A., CAMMER, S.S., MCINTOSH, H.A., PONDELL, C.R. 2012. Climate Change Impacts on the Organic Carbon Cycle at the Land-Ocean Interface. **Annual Review of Earth and Planetary Sciences**, 40(1), 685-711.
- CASINI, S.; CALIANI, I.; GIANNETTI, M.; MARSILI, L.; MALTESE, S.; COPPOLA, D.; BIANCHI, N.; CAMPANI, T.; ANCORA, S.; CARUSO, C. 2018. First ecotoxicological assessment of *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) in the Mediterranean Sea using an integrated nondestructive protocol. **Science of the Total Environment**, 631: 1221-1233.
- CASTELLOTE, M.; LLORENS, C. 2016. Review of the effects of offshore seismic surveys in cetaceans: Are mass strandings a possibility? In: **The Effects of Noise on Aquatic Life II** (Eds.: Popper, A.N.; Hawkins, A.). Advances in Experimental Medicine and Biology. Springer, New York, 875: 133-143.
- CASTILHO, C.S.; PEDONE-VALDEZ, F.; BERTUOL, F.; FRUET, P.; GENOVES, R.C.; DI TULLIO, J.C.; CAON, G.; HOFFMANN, L.S.; FREITAS, T.R.O. 2015. Insights about the genetic diversity and population structure of an offshore group of common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Mid-Atlantic. **Genetics and Molecular Research**, 14(2): 3387-3399.
- CECCATELLI, R.; FAASS, O.; SCHLUMPF, M.; LICHTENSTEIGER, W. 2006. Gene expression and estrogen sensitivity in rat uterus after developmental exposure to the polybrominated diphenylether PBDE 99 and PCB. **Toxicology**, 15;220(2-3): 104-116.

- CERCHIO, S.; JACOBSEN, J.K.; CHOLEWIAK, D.M.; FALCONE, E.A.; MERRIWETHER, D.A. 2005. Paternity in humpback whales, *Megaptera novaeangliae*: assessing polygyny and skew in male reproductive success. **Animal Behavior**, 70(2): 267-277.
- CHAMBAULT, P.; FOSSETTE, S.; HEIDE-JØRGENSEN, M. P.; JOUANNET, D.; VÉLY, M. 2021. Predicting seasonal movements and distribution of the sperm whale using machine learning algorithms. **Ecology and evolution**, 11(3): 1432-1445.
- CHARLTON-ROBB, K.; TAYLOR, A.C.; MCKECHNIE, S.W. 2015. Population genetic structure of the Burrunan dolphin (*Tursiops australis*) in coastal waters of South-eastern Australia: conservation implications. **Conservation Genetics**, 16(1): 195-207.
- CHEN, G.A.B; BUNCE, N.J. 2004. Interaction between halogenated aromatic compounds in the Ah receptor signal transduction pathway. **Environmental Toxicology**, 19(5): 480-489.
- CHEREM, J.J.; KAMMERS, M.; GHIZONI-JR, I.R.; MARTINS, A. 2007. Mamíferos de médio e grande porte atropelados em rodovias do Estado de Santa Catarina, sul do Brasil. **Biotemas**, 20(3): 81-96.
- CHEREM, J.J.; SIMÕES-LOPES, P.C.; ALTHOFF, S.; GRAIPEL, M.P. 2004. Lista dos Mamíferos do Estado de Santa Catarina, Sul do Brasil. **Mastozoología Neotropical**, 11(2): 151–184.
- CHITTLEBOROUGH, R.G. 1955. Puberty, physical maturity, and relative growth of the female humpback whale, *Megaptera nodosa* (Bonnaterre), on the Western Australian coast. **Australian Journal of Marine and Freshwater Research**, 6(3): 315–325.
- CHITTLEBOROUGH, R.G. 1959. Determination of age in the humpback whale, *Megaptera nodosa* (Bonnaterre). **Australian Journal of Marine and Freshwater Research**, 10(2): 125-143.
- CLAPHAM, P.J. Humpback Whale. In: PERRIN, W.F.; WÜRSIG, B.;

- THEWISSEN, T.G.M. (Eds.). 2008. **Encyclopedia of marine mammals**. 2nd ed. Elsevier: 582-585.
- CLEMENTS, C.F.; BLANCHARD, J.L.; NASH, K.L.; HINDELL, M.A.; OZGUL, A. 2017. Body size shifts and early warning signals precede the historic collapse of whale stocks. **Nature Ecology & Evolution**, 1(7): 0188.
- COCCI, P.; MOSCONI, G.; BRACCHETTI, L.; NALOCCA, J.M.; FRAPICCINI, E.; MARINI, M.; CAPRIOLI, G.; SAGRATINI, G.; PALERMO, F.A. 2018. Investigating the potential impact of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) on gene biomarker expression and global DNA methylation in loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) from the Adriatic Sea. **Science of the Total Environment**, 619-620: 49-57.
- COELHO-SOUZA, S.A.; LÓPEZ, M.S.; GUIMARÃES, J.R.D.; COUTINHO, R.; CANDELLA, R.N. 2012. Biophysical interactions in the Cabo Frio upwelling system, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, 60(3): 353-365.
- COLOMBO, G.; CLERICI, M.; GARAVAGLIA, M.E.; GIUSTARINI, D.; ROSSI, R.; MILZANI, A.; DALLE-DONNE, I. 2016. A step-by-step protocol for assaying protein carbonylation in biological samples. **Journal of Chromatography B**, 15(1019): 178-190.
- CONSTANTINE, R.; JOHNSON, M.; RIEKKOLA, L.; JERVIS, S.; KOZMIAN-LEDWARD, L., DENNIS, T.; SOTO, N. A. 2015. Mitigation of vessel-strike mortality of endangered Bryde's whales in the Hauraki Gulf, New Zealand. **Biological Conservation**, 186: 149-157.
- COOK, M.L.; SAYIGH, L.S.; BLUM, J.E.; WELLS, R.S. 2004. Signature-whistle production in undisturbed free-ranging bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). **Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**, 271(1543): 1043-1049.
- COOKE, J.G. 2018. *Megaptera novaeangliae*. **The IUCN Red List of**

- Threatened Species 2018:** <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T13006A50362794.en>
- CORKERON, P.J.; CONNOR, R.C. 1999. Why do baleen whales migrate? **Marine Mammal Science**, 15(4): 1228-1245.
- CORSI, A.; XU, T.; CHEN, X-D.; BOYDE, A.; LIANG, J.; MANKANI, M.; SOMMER, B.; IOZZO, R.V.; EICHSTETTER, I.; GEHRON ROBEY, P.; BIANCO, P.; YOUNG, M.F. 2009. Phenotypic Effects of Biglycan Deficiency Are Linked to Collagen Fibril Abnormalities, Are Synergized by Decorin Deficiency, and Mimic Ehlers-Danlos-Like Changes in Bone and Other Connective Tissues. **The American Society for Bone and Mineral Research**, 17(7): 1180-1189.
- CORSI, F.; DE LEEUW, J.; SKIDMORE, A. 2000. Modeling Species Distribution with GIS. In: **Research Techniques in Animal Ecology: Controversies and Consequences** (Eds.: Boitani, L.; Fuller, T.K.). Columbia University Press, New York. 464 p.
- COSTA, A.P.; ROSEL, P.E.; DAURA-JORGE, F.G.; SIMÕES-LOPES, P.C. 2016. Offshore and coastal common bottlenose dolphins of the western South Atlantic face-to-face: What the skull and the spine can tell us. **Marine Mammal Science**, 32(4): 1433-1457.
- COSTA, A.P.B.; FRUET, P.; DAURA-JORGE, F.G.; SIMÕES-LOPES, P.C.; OTT, P.H.; VALIATI, V.H.; OLIVEIRA, L.R. 2015. Bottlenose dolphin communities from the southern Brazilian coast: do they exchange genes or are they just neighbors? **Marine and Freshwater Research**, 66(12): 120-1210.
- COSTA, A.P.B.; FRUET, P.F.; SECCHI, E.R.; DAURA-JORGE, F.G.; SIMÕES-LOPES, P.C.; DI TULLIO, J.C.; ROSEL, P.E. 2021. Ecological divergence and speciation in common bottlenose dolphins in the Western South Atlantic. **Journal of Evolutionary Biology**, 34(1): 16-32.

- COURBIS, S.; BAIRD, R.W.; CIPRIANO, F.; DUFFIELD, D. 2014. Multiple populations of pantropical spotted dolphins in Hawaiian waters. **Journal of Heredity**, 105(5): 627-641.
- COVACI, A., GERECKE, A.C., LAW, R.J., VOORSPOELS, S., KOHLER, M., HEEB, N.V., LESLIE, H., ALLCHIN, C.R., DE BOER, J. 2006. Hexabromocyclododecanes (HBCDs) in the environment and humans: A review. **Environmental Science and Technology**, 40(12): 3679-3688.
- CRAIG, A.S.; HERMAN, L.M. 1997. Sex differences in site fidelity and migration of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) to the Hawaiian Islands. **Canadian Journal of Zoology**, 75(11): 1923–1933.
- CRAWLEY, M.J. 2013. **The R Book**. 2. ed. Wiley: UK. 1051 p.
- CREMER, M.J.; HARDT, F.A.; TONELLO-JÚNIOR, A.J.; SIMÕES-LOPES, P.C. 2011. Distribution and status of the Guiana dolphin *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) population in Babitonga bay, Southern Brazil. **Zoological Studies**, 50(3): 327-337.
- CREMER, M.J.; SIMÕES-LOPES, P.C. 2005. The occurrence of *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d'Orbigny) (Cetacea, Pontoporiidae) in an estuarine area in southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 22(3): 717-723.
- CROLL, D.A.; ACEVEDO-GUTIÉRREZ, A.; TERSHY, B.; URBÁN-RAMIREZ, J. 2001. The diving behavior of blue and fin whales: is dive duration shorter than expected based on oxygen stores? **Comparative Biochemistry and Physiology**, 129(4): 797 -809.
- CYPRIANO-SOUZA, A.L.; ENGEL, M.H.; CABALLERO, S.; OLAVARRÍA, C.; FLÓREZ-GONZÁLEZ, L.; CAPELLA, J.; STEEL, D.; SREMB A.; AGUAYO A.; THIELE, D.; BAKER, C.S.; BONATTO, S.L. 2017. Genetic differentiation between humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) from Atlantic and Pacific breeding grounds of South America. **Marine Mammal Science**, 33(2): 457-479.

- DA SILVA, D.M.P.; AZEVEDO, A.F.; SECCHI, E.R.; BARBOSA, L.A.; FLORES, P.A.C.; CARVALHO, R.R.; BISI, T.L.; LAILSON-BRITO, J. & CUNHA, H.A. 2015. Molecular taxonomy and population structure of the rough-toothed dolphin *Steno bredanensis* (Cetartiodactyla: Delphinidae). **Zoological Journal of the Linnean Society**, 175(4): 949–962.
- DAI, D.; CAO, Y.; FALLS, G.; LEVI, P.E.; HODGSON, E.; ROSE, R.L. 2001. Modulation of mouse P450 isoforms CYP1A2, CYP2B10, CYP2E1 and CYP3A by the environmental chemicals Mirex, 2,2-bis(p-chlorophenyl)-1,1-dichloroethylene, Vinclozolin and Flutamide. **Pesticide Biochemistry and Physiology**, 70: 127-141.
- DALLA-ROSA, L.; SECCHI, E. R. 2007. Killer whale (*Orcinus orca*) interactions with the tuna and swordfish longline fishery off southern and south-eastern Brazil: a comparison with shark interactions. **Journal of the Marine Biological Association of the U.K.**, 87(1): 135-140.
- DALLE-DONNE, I.; ROSSI, R.; GIUSTARINI, D.; MILZANI, A.; COLOMBO, R. 2003. Protein carbonyl groups as biomarkers of oxidative stress. **Clinica chimica acta**, 329(1-2): 23-28.
- DALPAZ, L.; PARO, A.D.; DAURA-JORGE, F.G.; ROSSI-SANTOS, M.R.; NORRIS, T.F.; INGRAM, S.N.; WEDEKIN, L.L. 2021. Better Together: Complementarity between visual and acoustic methods when surveying a cetacean community. **Marine Ecology Progress Series**, 678: 197-209.
- DANILEWICZ, D.; OTT, P.H.; SECCHI, E.; ANDRIOLO, A.; ZERBINI, A. 2013. Occurrence of the Atlantic spotted dolphin, *Stenella frontalis*, in southern Abrolhos Bank, Brazil. **Marine Biodiversity Records**, 6: e6.
- DANILEWICZ, D.; TAVARES, M.; MORENO, I. B.; OTT, P. H.; TRIGO, C. C. 2009. Evidence of feeding by the humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) in mid-latitude waters of the western South Atlantic. **Marine Biodiversity Records**, 2(1): e88.

- DAURA-JORGE, F.G.; INGRAM, S.N.; SIMÕES-LOPES, P.C. 2013. Seasonal abundance and adult survival of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in a community that cooperatively forages with fishermen in southern Brazil. **Marine Mammal Science**, 29(2): 293-311.
- DAVIS, R.W.; JAQUET, N.; GENDRON, D.; MARKAIDA, U.; BAZZINO, G.; GILLY, W. 2007. Diving behavior of sperm whales in relation to behavior of a major prey species, the jumbo squid, in the Gulf of California, Mexico. **Marine Ecology Progress Series**, 333: 291-302.
- DAWBIN, W.H. 1966. The seasonal migratory cycle of humpback whales. In: NORRIS, K.S. (Ed.). **Whales, Dolphins and Porpoises**. University of California Press, Berkeley, CA: 145-170.
- DAWSON, S. M. et al. 2017. Inexpensive aerial photogrammetry for studies of whales and large marine animals. **Frontiers in Marine Science**. 4: 366.
- DE OLIVEIRA, V.K.; FARIA, D.M.; CUNHA, H.A.; DOS SANTOS, T.E.; COLOSIO, A.C.; BARBOSA, L.A.; FREIRE, M.C.C & FARRO, A.P.C. 2020. Low genetic diversity of the endangered franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in its northernmost, isolated population (FMA1a, Espírito Santo, Brazil). **Frontiers in Marine Science**, 7: 608276.
- DECONTO, L.S.; MONTEIRO-FILHO, E.L. 2013. High initial and minimum frequencies of *Sotalia guianensis* whistles in the southeast and south of Brazil, **Journal of the Acoustical Society of America**, 134(5): 3899–3904.
- DEDE, A.; ÖZTÜRK, A. A.; AKAMATSU, T.; TONAY, A. M.; ÖZTÜRK, B. 2014. Long-term passive acoustic monitoring revealed seasonal and diel patterns of cetacean presence in the Istanbul strait. **Journal of the Marine Biological Association of the U.K.**, 94(6): 1195-1202.
- DENECHAUD, P.D.; FAJAS, L.; GIRALT, A. 2017. E2F1, a novel regulator of metabolism. **Frontiers in Endocrinology**, 8: 311 p.
- DI BELLO, D.; VACCARO, E.; LONGO, V.; REGOLI, F.; NIGRO, M.;

- BENEDETTI, M.; GERVASI, P.G.; PRETTI, C. 2007. Presence and inducibility by β -naphthoflavone of CYP1A1, CYP1B1 and phase II enzymes in *Trematomus bernacchii*, an Antarctic fish. **Aquatic Toxicology**, 84(1): 19-26.
- DI SCIARA, G. N.; PANIGADA, S.; AGARDY, T. 2013. Is the Pelagos Sanctuary sufficiently large for the cetacean populations it is intended to protect? **Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.**, 40: p. 623.
- DI TULLIO, J.C.; GANDRA, T.B.R.; ZERBINI, A.N.; SECCHI, E.R. 2016. Diversity and distribution patterns of cetaceans in the Subtropical Southwestern Atlantic outer continental shelf and slope. **PLoS One**, 11(5): e0155841.
- DIZON, A.; BAKER, C.S.; CIPRIANO, F.; LENTO, G.; PALSBOLL, P.; REEVES, R. 2000. **Molecular genetic identification of whales, dolphins, and porpoises: proceedings of a workshop on the forensic use of molecular techniques to identify wildlife products in the marketplace**. La Jolla, CA, USA, 14-16 June 1999. U.S. Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum, NOAA-TM-NMFS-SWFSC-286. 52 p.
- DO AMARAL, K.B.; ALVARES, D.J.; HEINZELMANN, L.; BORGES-MARTINS, M.; SICILIANO, S.; MORENO, I.B. 2015. Ecological niche modeling of *Stenella* dolphins (Cetartiodactyla: Delphinidae) in the Southwestern Atlantic Ocean. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 472: 166-179.
- DO AMARAL, K.B.; BARRAGÁN-BARRERA, D.C.; MESA-GUTIÉRREZ, R.A.; FARÍAS-CURTIDOR, N.; CABALLERO, S.J.; MÉNDEZ-FERNANDEZ, P.; SANTOS, M.C.O.; RINALDI, C.; RINALDI, R.; SICILIANO, S.; MARTÍN, V.; CARRILLO, M.; DE MEIRELLES, A.C.O.; FRANCO-TRECU, V.; FAGUNDES, N.J.R.; MORENO, I.B.; KNOWLES, L.L.; AMARAL, A.R. 2021. Seascape Genetics of the Atlantic spotted dolphin (*Stenella*

- frontalis*) based on mitochondrial DNA. **Journal of Heredity**, 112(7): 646-662.
- DO, C.; WAPLES, R.S.; PEEL, D.; MACBETH, G.M.; TILLET, B.J.; OVENDEN, J.R. 2014. NeEstimator v2: re-implementation of software for the estimation of contemporary effective population size (Ne) from genetic data. **Molecular Ecology Resources**, 14(1): 209-214.
- DONIOL-VALCROZE, T.; LESAGE, V.; GIARD, J.; MICHAUD, R. 2011. Optimal foraging theory predicts diving and feeding strategies of the largest marine predator. **Behavioral Ecology**, 22(4): 880-888.
- DORNELES, P.R.; LAILSON-BRITO, J.; SECCHI, E.R.; DIRTU, A.C.; WEIJS, L.; ROSA, L.D.; BASSOI, M.; CUNHA, H.A.; AZEVEDO, A.F.; COVACI, A. 2015. Levels and profiles of chlorinated and brominated contaminants in Southern Hemisphere humpback whales, *Megaptera novaeangliae*, **Environmental Research**, 138: 49-57.
- DORNELES, P.R., SANZ, P., EPPE, G., AZEVEDO, A.F., BERTOZZI, C.P., MARTINEZ, M.A., SECCHI, E.R., BARBOSA, L.A., CREMER, M., ALONSO, M.B., TORRES, J.P., LAILSON-BRITO, J., MALM, O., ELJARRAT, E., BARCELO, D., DAS, K. 2013. High accumulation of PCDD, PCDF, and PCB congeners in marine mammals from Brazil: a serious PCB problem. **Science of the Total Environment**, 463-464C: 309-318.
- DRUSKAT, A.; GHOSH, R.; CASTRILLON, J.; NASH, S.M.B. 2019. Sex ratios of migrating Southern Hemisphere humpback whales: A new sentinel parameter of ecosystem health. **Marine environmental research**, 151: 104749.
- DUNLOP, R.A.; NOAD, M.J.; CATO, D.H. 2008. Non-song acoustic communication in migrating humpback whales, **Marine Mammal Science**, 24(3): 613–629.
- DUNLOP, R.A.; NOAD, M.J.; CATO, D.H.; STOKES, D. 2007. The social vocalization repertoire of east Australian migrating humpback whales

- (*Megaptera novaeangliae*), **Journal of the Acoustical Society of America**, 22(5): 2893–2905.
- EARL, D.A.; VONHOLDT, B.M. 2012. Structure harvester: a website and program for visualizing STRUCTURE output and implementing the Evanno method. **Conservation Genetics Resource**, 4(2): 359–361.
- EDWARDS, E.F.; HALL, C.; MOORE, T.J.; SHEREDY, C.; REDFERN, J.V. 2015. Global distribution of fin whales *Balaenoptera physalus* in the post-whaling era (1980–2012). **Mammal Review**, 45(4): 197-214.
- EKAU, W.; KNOPPERS, B. 1999. An introduction to the pelagic system of the North-East and East Brazilian shelf. **Archive of Fishery and Marine Research**, 47(2/3): 113-132.
- EMURA, M., JACOB, J., GRIMMER, G., KNEBEL, J.W., RAAB, G., MOHR, U. 2006. PAH Metabolism in Cultured Mammalian Lung Epithelial Cells. **Polycyclic aromatic compounds**, 10(1-4): 35-42.
- ENGEL, M.H.; MARTIN, A.R. 2009. Feeding grounds of the western South Atlantic humpback whale population. **Marine Mammal Science**, 25(4): 964–969.
- ENGELHARDT, F.R. 1983. Petroleum effects on marine mammals. **Aquatic Toxicology**, 4(3): 199–217.
- ERDOGRUL, Ö., COVACI, A., SCHEPENS, P. 2005. Levels of organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in fish species from Kahramanmaraş, Turkey. **Environment International**, 31(5): 703-711.
- EVANNO, G.; REGNAUT, S.; GOUDET, J. 2005. Detecting the number of clusters of individuals using the software STRUCTURE: a simulation study. **Molecular Ecology**, 14(8): 2611–2620.
- EXCOFFIER, L.; LISCHER, H.E.L. 2010. Arlequin suite ver 3.5: A new series of programs to perform population genetics analyses under Linux and Windows. **Molecular Ecology Resources**, 10(3): 564-567.

- FAITH, D.P.; MINCHIN, P.R.; BELBIN, L. 1987. Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. **Vegetatio**, 69: 57-68.
- FALCONE, E.; SCHORR, G.S. 2012. **Distribution and demographics of marine mammals in SOCAL through photoidentification, genetics, and satellite telemetry**: a summary of surveys conducted 1 July 2011 – 15 June 2012. Monterey, California: Naval Postgraduate School, Department of Oceanography. 38p.
- FARIA, D.M.; da SILVA, J.M., Jr; COSTA, L.P.; PAIVA, S.R.; MARINO, C.L.; ROLLO, M.M., Jr; BAKER, C.S.; FARRO, A.P.C. 2020. Low mtDNA diversity in a highly differentiated population of spinner dolphins (*Stenella longirostris*) from the Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. **PLoS One**, 15(4): e0230660.
- FEDOROVA, M.; BOLLINENI, R.C.; HOFFMANN, R. 2014. Protein carbonylation as a major hallmark of oxidative damage: Update of analytical strategies. **Mass Spectrometry Reviews**, 33(2): 79-97.
- FELSENSTEIN, J. 1985. Confidence limits on phylogenies: an approach using the bootstrap. **Evolution**, 39(4): 783–791.
- FILUN, D.; THOMISCH, K.; BOEBEL, O.; BREY, T.; ŠIROVIĆ, A.; SPIESECKE, S.; VAN OPZEELAND, I. 2020. Frozen verses: Antarctic minke whales (*Balaenoptera bonaerensis*) call predominantly during austral winter. **Royal Society Open Science**, 7(10): 192112.
- FOCKEN, U., BECKER, K. 1998. Metabolic fractionation of stable carbon isotopes: implications of different proximate compositions for studies of the aquatic food webs using $\delta^{13}\text{C}$ data. **Oecologia**, 115(3), 337-343.
- FORD, J.K. 2009. Killer whale: *Orcinus orca*. In **Encyclopedia of marine mammals**. Academic Press: 650-657.
- FOSSI, M.C.; PANTI, C.; MARSILI, L.; MALTESE, S.; COPPOLA, D.; JIMENEZ, B.; MUÑOZ-ARNANZ, J.; FINOIA, M. G.; ROJAS-BRACHO, L.; URBAN, R.J. 2014. Could feeding habit and migratory behaviour be

- the causes of different toxicological hazard to cetaceans of Gulf of California (Mexico)? **Environmental Science and Pollution Research**, 21(23): 13353-13366.
- FOSSI, M.C.; URBAN, J.; MALTESE, S.; MAZZI L.; COPPOLA D.; CASINI, S.; PANIGADA, S.; LAURIANO, G.; NIÑO, C.; ROJAS-BRACHO, L.; MARSILI, L. 2010. First assessment of biomarker responses and contaminant levels in *Balaenoptera edeni* skin biopsies of Gulf of California (Mexico). **Working Paper of the International Whaling Comission (IWC)**, SC/62/E9.
- FOX, J.; WEISBERG, S. 2019. **An R Companion to Applied Regression**. 3rd edition. SAGE Publications, Thousand Oaks. 608 p.
- FRANKHAM, R.; BALLOU, J.D.; BRISCOE D.A. 2002. **Introduction to Conservation Genetics**. Cambridge University Press: Cambridge. 617 p.
- FRANKLIN, I.R.; FRANKHAM, R. 1998. How large must populations be to retain evolutionary potential? **Animal Conservation**, 1: 69-70.
- FRANKHAM, R. 1995. Effective population size/adult population size ratios in wildlife: a review. **Genetics Research**, 66(2): 95-107.
- FRASIER, K.E.; ROCH, M.A.; SOLDEVILLA, M.S.; WIGGINS, S.M.; GARRISON, L.P.; HILDEBRAND, J.A. 2017. Automated classification of dolphin echolocation click types from the Gulf of Mexico. **PLoS Computational Biology**, 13(12): e1005823.
- FREITAS, C.; LYDERSEN, C.; FEDAK, M.; KOVACS, K.M. 2008. A simple new algorithm to filter marine mammal Argos locations. **Marine Mammal Science**, 24(2): 315–325.
- FRIEDLAENDER, A.S.; GOLDBOGEN, J.A.; NOWACEK, D.P.; READ, A.J.; JOHNSTON, D.; GALES, N. 2014. Feeding rates and under-ice foraging strategies of the smallest lunge filter feeder, the Antarctic minke whale (*Balaenoptera bonaerensis*). **The Journal of Experimental Biology**, 217(16): 2851-2854.

- FRIEDLAENDER, A. S.; LAWSON, G. L.; HALPIN, P. N. 2009. Evidence of resource partitioning between humpback and minke whales around the western Antarctic Peninsula. **Marine mammal science**, 25(2): 402-415.
- FRUET, P.F.; SECCHI, E.R.; DAURA-JORGE, F.; VERMEULEN, E.; FLORES, P.A.; SIMOES-LOPES, P.C.; DALLA ROSA, L. 2014. Remarkably low genetic diversity and strong population structure in common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from coastal waters of the Southwestern Atlantic Ocean. **Conservation Genetics**, 15(4): 879-895.
- FRUET, P.F.; SECCHI, E.R.; DI TULLIO, J.C.; SIMÕES-LOPES, P.C.; DAURA-JORGE, F.; COSTA, A.P.B.; VERMEULEN, E.; FLORES, P.A.C; GENOVES, R.C.; LAPORTA, P.; BEHEREGARAY, L.B.; MOLLER, L.M. 2017. Genetic divergence between two phenotypically distinct bottlenose dolphin ecotypes suggests separate evolutionary trajectories. **Ecology and Evolution**, 7(21): 9131-9143.
- FUJII-KURIYAMA, Y.; MIMURA, J. 2005. Molecular mechanisms of AhR functions in the regulation of cytochrome P450 genes. **Biochemical and Biophysical Research Communications**, 338(1): 311-317.
- GABRIELLE, C.M.; LOCKYER, C.; STRALEY, J.M.; JURASZ, C.M. & KATO, H. 2010. Sighting history of a naturally marked humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) suggests ear plug growth layer groups are deposited annually. **Marine Mammal Science**, 26(2): 443–450.
- GALES, N.J.; KASUYA, T.; CLAPHAM, P.J.; BROWNELL, R.L. 2005. Japan's whaling plan under scrutiny. **Nature**, 435(7044): 883-884.
- GANNIER, A.; FUCHS, S.; QUÈBRE, P.; OSWALD, J.N. 2010. Performance of a contour-based classification method for whistles of Mediterranean delphinids. **Applied Acoustics**, 71(11): 1063 - 1069.
- GAO, K.; BRANDT, I.; GOLDSTONE, J.V.; JÖNSSON, M.E. 2011. Cytochrome P450 1A, 1B, and 1C mRNA induction patterns in three-spined stickleback exposed to a transient and a persistent inducer. **Comparative**

- Biochemistry and Physiology - C Toxicology and Pharmacology**, 154(1): 42-55.
- GARCÍA-VERNET, R., BORRELL, A., VÍKINGSSON, G., HALLDÓRSSON, S.D., AGUILAR, A. 2021. Ecological niche partitioning between baleen whales inhabiting Icelandic waters. **Progress In Oceanography**, 199(465): 102690.
- GARDNER, S.C.M.; OBERDORSTER, E. (Eds.). 2005. **Toxicology of reptiles**. CRC Press. 328p.
- GARRIGUE, C.; CLAPHAM, P. J.; GEYER, Y.; KENNEDY, A. S.; ZERBINI, A. N. 2015. Satellite tracking reveals novel migratory patterns and the importance of seamounts for endangered South Pacific humpback whales. **Royal Society Open Science**, 2(11): 150489.
- GARRISON, L.P. 2007. Interactions between marine mammals and pelagic longline fishing gear in the US Atlantic Ocean between 1992 and 2004. **Fishery Bulletin**, 105(3): 408-417.
- GARRISON, P.M.; DENISON, M.S. 2000. Analysis of the murine AhR gene promoter. **Journal of Biochemical and Molecular Toxicology**, 14(1): 1-10.
- GERACI, J.R.; HICKS, B.D.H.; ST AUBIN, D.J. 1979. Dolphin pox: a skin disease of cetaceans. **Canadian Journal of Comparative Medicine**. 43(4): 399-404.
- GERACI, J.R.; ST AUBIN, D.J. 1990. **Sea Mammals and Oil: Confronting the Risks**. 1st edition. Academic Press, San Diego: 167-197.
- GIRALT, A.; DENECHAUD, P.D.; LOPEZ-MEJIA, I.C.; DELACUISINE, B.; BLANCHET, E.; BONNER, C.; PATTOU, F.; ANNICOTTE, J.S.; FAJAS, L. 2018. E2F1 promotes hepatic gluconeogenesis and contributes to hyperglycemia during diabetes. **Molecular Metabolism**, 11: 104-112.
- GOKSØYR, A.; SOLBAKKEN, J.E.; TARLEBØ, J.; KLUNGSØYR, J. 1986. Initial characterization of the hepatic microsomal cytochrome P-450-

- system of the piked whale (Minke) *Balaenoptera acutorostrata*. **Marine Environmental Research**, 19(3): 185–203.
- GOLDBOGEN, J.A. 2006. Kinematics of foraging dives and lunge-feeding in fin whales. **Journal of Experimental Biology**, 209(7): 1231-1244.
- GOLDBOGEN, J.A.; FRIEDLAENDER, A.S.; CALAMBOKIDIS, J.; MCKENNA, M.F.; SIMON, M.; NOWACEK, D.P. 2013. Integrative Approaches to the Study of Baleen Whale Diving Behavior, Feeding Performance, and Foraging Ecology. **BioScience**, 63(2): 90-100.
- GOLDBOGEN, J.A.; PYENSON, N.D.; SHADWICK, R.E. 2007. Big gulps require high drag for fin whale lunge feeding. **Marine Ecology Progress Series**, 349: 289-301.
- GORDON, J.; GILLESPIE, D.; POTTER, J.R.; FRANTZIS, A.; SIMMONDS, M.P.; SWIFT, R.; THOMPSON, D. 2003. A Review of the effects of seismic surveys on marine mammals. **Marine Technology Society Journal**, 37(4): 16–34.
- GOTELLI, N.J.; ELLISON, A.M. 2011. **Princípios de estatística em ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 528 p.
- GÖTTEL, M.; CORRE, L.L.; DUMONT, C.; SCHRENK, D.; CHAGNON, M.C. 2014. Estrogen receptor α and aryl hydrocarbon receptor cross-talk in a transfected hepatoma cell line (HepG2) exposed to 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin. **Toxicology Reports**, 1: 1029-1036.
- GREEN, M. L.; HERZING, D. L.; BALDWIN, J. D. 2011. Reproductive success of male Atlantic spotted dolphins (*Stenella frontalis*) revealed by noninvasive genetic analysis of paternity. **Canadian Journal of Zoology**, 89(3): 239-253.
- GREENE, C.R.; RICHARDSON, W.J. 1988. Characteristics of marine seismic survey sounds in Beaufort Sea. **Journal of the Acoustics Society of America**, 83(6): 2246-2254.
- GREGORASZCZUK, E.L.; PTAK, A.; SKAARE J.U.; MULARZ, K.;

- CHMIELOWIEC, A.; WOJTOWICZ, A.; ROPSTAD, E. 2009. Mechanisms of action of two different natural mixtures of persistent organic pollutants (POPs) in ovarian follicles. **Xenobiotica**, 39(1): 80-89.
- GRIFFITHS, E.T.; ARCHER, F.; RANKIN, S.; KEATING, J.L.; KEEN, E.; BARLOW, J. & MOORE, J.E. 2020. Detection and classification of narrow-band high frequency echolocation clicks from drifting recorders. **The Journal of the Acoustical Society of America**, 147(5): 3511-3522.
- GROß, J., FRY, B., BURFORD, M.A., BENGTSON NASH, S. 2021. Assessing the effects of lipid extraction and lipid correction on stable isotope values ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) of blubber and skin from southern hemisphere humpback whales. **Rapid Communications in Mass Spectrometry**, 35(16): e9140.
- GUI, D., ZHANG, L., ZHAN, F., LIU, W., YU, X., CHEN, L., WU, Y. 2018. Levels and trends of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Indo-Pacific humpback dolphins from the Pearl River Estuary (2012–2017). **Marine Pollution Bulletin**, 131A: 693-700.
- GUISAN, A.; ZIMMERMANN, N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. **Ecological modelling**, 135(2-3): 147-186.
- HALL, A.J., MCCONNELL, B.J., SCHWACKE, L.H., YLITALO, G.M., WILLIAMS, R., ROWLES, T.K. 2018. Predicting the effects of polychlorinated biphenyls on cetacean populations through impacts on immunity and calf survival. **Environmental Pollution**, 233, 407-418.
- HAMNER, R.M.; CONSTANTINE, R.; M ATTLIN, R.; WAPLES, R.; BAKER, C. S. 2017. Genotype-based estimates of local abundance and effective population size for Hector's dolphins. **Biological Conservation**, 211A: 150-160.
- HAMNER, R.M.; PICHLER, F.B.; HEIMEIER, D.; CONSTANTINE, R.; BAKER, C.S. 2012. Genetic differentiation and limited gene flow among

- fragmented populations of New Zealand endemic Hector's and Maui's dolphins. **Conservation Genetics**, 13(4): 987-1002.
- HARTIG, F. 2022. **DHARMa: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models**. R package version 0.4.5. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=DHARMa>>.
- HARTIGAN, J.A.; WONG, M.A. 1979. Algorithm AS 136: A k-means clustering algorithm. **Journal of the royal statistical society. series c (applied statistics)**, 28(1): 100-108.
- HARTMAN, K. I. 2018. Risso's dolphin: *Grampus griseus*. In: **Encyclopedia of Marine Mammals**: 824-827.
- HARTMAN, K. L.; FERNANDEZ, M.; AZEVEDO, J. M. 2014. Spatial segregation of calving and nursing Risso's dolphins (*Grampus griseus*) in the Azores, and its conservation implications. **Marine biology**. 161(6): 1419-1428.
- HASTIE, G. D.; WILSON, B.; THOMPSON, P. M. 2006. Diving deep in a foraging hotspot: acoustic insights into bottlenose dolphin dive depths and feeding behavior. **Marine Biology**. 148: 1182-1188.
- HAYES J.D.; FLANAGAN J.U.; JOWSEY, I.R. 2005. Glutathione transferases. **Annual Reviews in Pharmacology and Toxicology**. 45: 51-88.
- HAYES, J.D.; DINKOVA-KOSTOVA, A. T.; MCMAHON, M. 2009. Cross-talk between transcription factors AhR and Nrf2: lessons for cancer chemoprevention from dioxin. **Toxicological Sciences**, 111(2): 199-201.
- HEENEHAN, H.; STANISTREET, J. E.; CORKERON, P. J.; BOUVERET, L.; CHALIFOUR, J.; DAVIS, G. E.; HENRIQUEZ, A.; KISZKA, J. J.; KLINE, L.; REED, C.; SHAMIR-REYNOSO, O.; VÉDIE, F.; DE WOLF, W.; HOETJES, P.; VAN PARIJS, S. M. 2019. Caribbean Sea soundscapes: monitoring humpback whales, biological sounds, geological events, and anthropogenic impacts of vessel noise. **Front. Mar. Sci**. 6:347. Disponível em: <[10.3389/fmars.2019.00347](https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00347)>. Acesso em: 13 maio 2020.

- HEISSLER, V. L.; AMARAL, K. B.; SERPA, N.; FRAINER, G.; SICILIANO, S.; SECCHI, E. R.; MORENO, I. B. 2016. Sei whales, *Balaenoptera borealis*, in the South-Western Atlantic Ocean: the discovery of a calving ground in Brazilian waters. In: **66th International Whaling Commission Meeting: 20-28.**
- HERMANNSEN, L.; TOUGAARD, J.; BEEDHOLM, K.; NABE-NIELSEN, J.; MADSEN, P.T. 2015. Characteristics and Propagation of Airgun Pulses in Shallow Water with Implications for Effects on Small Marine Mammals. **PLoS ONE**, 10(7): e0133436
- HEYNING, J. E.; PERRIN, W.F. 1994. Evidence for two species of common dolphin (Genus *Delphinus*) from the Eastern North Atlantic. **Los Angeles County Museum of Natural History Contributions in Science**, 442: 1-35.
- HITES, R.A. 2004. Polybrominated diphenyl ethers in the environment and in people: a meta-analysis of concentrations. **Environmental science & technology**, 38(4), 945-956.
- HODGE, L.E.; BAUMANN-PICKERING, S.; HILDEBRAND, J.A.; BELL, J.T.; CUMMINGS, E.W.; FOLEY, H.J.; MCALARNEY, R.J.; MCLELLAN, W.A.; PABST, D.A.; SWAIM, Z.T.; WAPLES, D.M. & READ, A.J. 2018. Heard but not seen: Occurrence of *Kogia* spp. along the western North Atlantic shelf break *Marine Mammal Science*, 34(4), 1141-1153.
- HOELZEL, A. R.; GOLDSWORTHY, S. D.; FLEISCHER, R. C. 2002. Population genetic structure. **Marine mammal biology: an evolutionary approach: 325-352.**
- HOOKER, S.K.; WHITEHEAD, H.; GOWANS, S. 1999. Marine Protected Area design and the spatial and temporal distribution of cetaceans in a submarine canyon. **Conservation Biology**. 13(3): 592-602.
- HORWOOD, J. 1987. The sei whale: population biology, ecology and management. Croom Helm, London IWC. Report of the workshop on the

comprehensive assessment of Southern Hemisphere humpback whales.

Paper SC/58/Rep 4 presented to the IWC Scientific Committee.

HOYDAL, K.S.; JENSSEN, B.M.; LETCHER, R.J.; DAM, M.; ARUKWE, A. et al. 2018. Hepatic phase I and II biotransformation responses and contaminant exposure in long-finned pilot whales from the Northeastern Atlantic. **Marine Environmental Research**. 134: 44-54.

HUCKE-GAETE, R.; BEDRINANA-ROMANO, L.; VIDDI, F. A.; RUIZ, J. E.; TORRES-FLOREZ, J.P.; ZERBINI, A. N. 2018. From Chilean Patagonia to Galapagos, Ecuador: novel insights on blue whale migratory pathways along the Eastern South Pacific. **PeerJ**. 6: e4695.

HUCKE-GAETE, R.; OSMAN, L. P.; MORENO, C.A.; FINDLAY, K. P.; LJUNGBLAD, D. K. 2004. Discovery of a blue whale feeding and nursing ground in southern Chile. **Proceedings of the Royal Society of London B**, 271(4): S170-S173.

HUIJSER, L. A. E; BÉRUBÉ, M.; CABRERA, A. A.; PRIETO, R.; SILVA, M. A.; ROBBINS, J.; KANDA, N.; PASTENE, L. A.; GOTO, M.; YOSHIDA, H.; VÍKINGSSON, G. A.; PALSOLL, P. J. 2018. Population structure of North Atlantic and North Pacific Sei Whales (*Balaenoptera borealis*) inferred from mitochondrial control region DNA sequences and microsatellite genotypes. **Conservation Genetics**, 19(4): 1007-1024.

ICMBio - INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. 2011a. Plano de ação nacional para conservação dos mamíferos aquáticos: Grandes cetáceos e pinípedes. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 156p.

ICMBio - INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. 2011b. Plano de ação nacional para conservação dos mamíferos aquáticos: Pequenos cetáceos. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 132p.

- IÑÍGUEZ, M.; MASELLO, J. F.; ARCUCCI, D.; KROHLING, F.; BELGRANO, J. 2010. On the occurrence of sei whales, *Balaenoptera borealis*, in the south-western Atlantic. **Marine Biodiversity Records**, 3: e68.
- IRVINE, L.; PALACIOS, D. M.; URBÁN, J.; MATE, B. 2017. Sperm whale dive behavior characteristics derived from intermediate-duration archival tag data. **Ecology and Evolution**, 7(19): 7822-7837.
- ITZIOU, A.; KALOYIANNI, M.; DIMITRIADIS, V.K. 2011. Effects of organic contaminants in reactive oxygen species, protein carbonylation and DNA damage on digestive gland and haemolymph of land snails. **Chemosphere**, 85(6): 1101-1107.
- IWC (International Whaling Commission). 2005. Report of the scientific committee. Annex K. Report of the Standing Working Group on environmental concerns. *J. Cetacean Res. Manag.* 7 (Suppl.): 267–305.
- JAKOBSSON, M.; ROSENBERG, N. A. 2007. CLUMPP: a cluster matching and permutation program for dealing with label switching and multimodality in analysis of population structure. **Bioinformatics**, 23(14): 1801–1806.
- JAMES, G.; WITTEN, D.; HASTIE, T.; TIBSHIRANI, R. 2013. **An Introduction to Statistical Learning**. Vol. 6. New York, NY: Springer. 426 p.
- JANIK, V. M. 2009. Acoustic communication in delphinids. **Advances in the study of behavior**, In: Naguib, M; Zuberbuhler, K; Clayton, N. S and Janik, V. M (Eds), Academic Press, 40: 123-157.
- JANIK, V.M.; SLATER, P.J.B. 1998. Context-specific use suggests that bottlenose dolphin signature whistles are cohesion calls. **Animal Behaviour**, 56: 829-838.
- JANIK, V. M.; SAYIGH, L. S. 2013. Communication in the bottlenose dolphin: 50 years of signature whistle research. **Journal of comparative physiology**. A Neuroethology, Sensory, Neural, Behavioral physiology. 199(6): 479-489.

- JANIK, V. M.; SAYIGH, L. S.; WELLS, R. S. 2006. Signature whistle shape conveys identity information to bottlenose dolphins. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 103(21): 8293-8297.
- JEFFERSON, T. A.; STACEY, P. J.; BAIRD, R. W. 1991. A review of killer whale interactions with other marine mammals: predation to co-existence. **Mammal review**, 21(4): 151-180.
- JEFFERSON, T.; WEBBER, M.; PITMAN, R. 2015. **Marine mammals of the world**. A comprehensive guide to their identification. Cambridge: Academic Press, 616 p.
- JEFFERSON, T.; WEIR, C. R.; ANDERSON, R. C.; BALLANCE, L. T.; KENNEY, R. D.; KISZKA, J. J. 2014. Global distribution of Risso's dolphin *Grampus griseus*: a review and critical evaluation. **Mammal Review**. 44(1): 56-68.
- JEONG, H.G.; KIM, J.Y. 2002. Effects of o,p'-DDT on the 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin-inducible CYP1A1 expression in murine Hepa-1c1c7 cells. **Food and Chemical Toxicology**, 40(11): 1685-1692.
- JEPSON, P.D.; DEAVILLE, R.; BARBER, J.L.; AGUILAR, A.; BORRELL, A. et al. 2016. PCB pollution continues to impact populations of orcas and other dolphins in European waters. **Scientific Reports**, 6: 1-17.
- JOHNSON, M. P.; TYACK, P. L. 2003. A digital acoustic recording tag for measuring the response of wild marine mammals to sound. **IEEE Journal of Oceanic Engineering**, 28(1): 3-12.
- JOHNSON, K.F., DAVOREN, G.K. 2021. Stable isotope analysis reveals that humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) primarily consume capelin (*Mallotus villosus*) in coastal Newfoundland, Canada. **Canadian Journal of Zoology**, 99(7): 564-572.
- KALINOWSKI, S.T.; TAPER, M.L.; MARSHALL, T.C. 2007. Revising how the computer program CERVUS accommodates genotyping error increases success in paternity assignment. **Molecular Ecology**, 16(5): 1099-1106.

- KAMPINGA, H.H.; HAGEMAN, J.; VOS, M.J.; KUBOTA, H.; TANGUAY, R.M.; BRUFORD, E.A.; CHEETHAM, M.E.; CHEN, B.; HIGHTOWER, L.E. 2009. Guidelines for the nomenclature of the human heat shock proteins. **Cell Stress Chaperones**, 14(1): 105-111.
- KANDA, N.; GOTO, M.; KATO, H.; MCPHEE, M.V.; PASTENE, L.A. 2007. Population genetic structure of Bryde's whales (*Balaenoptera brydei*) at the inter-oceanic and trans-equatorial levels. **Conservation Genetics**, 8: 853-864.
- KANE, E.A.; OLSON, P.A.; GERRODETTE, T.; FIEDLER, P.C. 2008. Prevalence of the commensal barnacle *Xenobalanus globicipitis* on cetacean species in the eastern tropical Pacific Ocean, and a review of global occurrence. **Fishery Bulletin**, 106(4): 395-404.
- KASAMATSU, F. 2000. Species diversity of the whale community in the Antarctic Fujio. **Marine Ecology Progress Series**, 200: 297-301.
- KASSAMBARA, A.; MUNDT, F. 2020. **factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses**. R package version 1.0.7. <https://CRAN.R-project.org/package=factoextra>
- KATO, H.; PERRIN W.F. 2008. Bryde's whales *Balaenoptera edeni* and *B. brydei*. In Perrin, W.F.; Würsig, B.; Thewissen, J.G.M. (Eds.) **Encyclopedia of marine mammals**. 2. ed. San Diego: Academic Press: 158-163.
- KATO, H.; PERRIN, W. F. 2009. Bryde's whales: *Balaenoptera edeni/brydei*. In Encyclopedia of marine mammals. **Academic Press**. p. 158-163.
- KATONA, S.K.; WHITEHEAD, H.P. 1981. Identifying humpback whales using their natural markings. **Polar Record**, 20(128): 439-444.
- KAWAMURA, A. 1980. A review of food of balaenopterid whales. **Scientific Reports of the Whales Research Institute**, 32: 155–197.
- KELLAR, N.M.; TREGO, M.L.; CHIVERS, S.J.; ARCHER, F.I.; MINICH, J.J. & PERRYMAN, W.L. 2013. Are there biases in biopsy sampling? Potential

- drivers of sex ratio in projectile biopsy samples from two small delphinids. **Marine Mammal Science**, 29(4): E366-E389.
- KELLOGG, R. 1929. **What is known of the migrations of some of the whalebone whales**. US Government Printing Office. 28 p.
- KIM, E. -Y.; IWATA, H.; SUDA, T.; TANABE, S.; AMANO, M.; MIYAZAKI, N.; PETROV, E.A. 2005. Aryl hydrocarbon receptor (AHR) and AHR nuclear translocator (ARNT) expression in Baikal seal (*Pusa sibirica*) and association with 2,3,7,8-TCDD toxic equivalents and CYP1 expression levels. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**, 141(3): 281-291.
- KING, S.L.; JANIK, V.M. 2013. Bottlenose dolphins can use learned vocal labels to address each other. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 110(32): 13216-13221.
- KING, M.D.; ELLIOTT, J.E.; WILLIAMS, T.D. 2021. Effects of petroleum exposure on birds: a review. **Science of the Total Environment**, 755: 142834-142865.
- KINGSTON, S.E.; ADAMS, L.D. & ROSEL, P.E. 2009. Testing mitochondrial sequences and anonymous nuclear markers for phylogeny reconstruction in a rapidly radiating group: molecular systematics of the Delphininae (Cetacea: Odontoceti: Delphinidae). **BMC Evolutionary Biology**, 9(1): 1-19.
- KINZEY, D.; GERRODETTE, T. 2001. Conversion factors for binocular reticles. **Marine Mammals Science**, 17(2): 353-361.
- KISZKA, J.; OREMUS, M.; RICHARD, R.; POOLE, M.; RIDOUX, V. 2010. The use of stable isotope analyses from skin biopsy samples to assess trophic relationships of sympatric delphinids off Moorea (French Polynesia). **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 395(1-2): 48-54.

- KLATSKY, L.J.; WELLS, R.S.; SWEENEY, J.C. 2007. Offshore bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*): movement and dive behavior near the Bermuda Pedestal. **Journal of Mammalogy**, 88(1): 59-66.
- KO, F.C., WE, N.Y., CHOU, L.S. 2014. Bioaccumulation of persistent organic pollutants in stranded cetaceans from Taiwan coastal waters. **Journal of Hazardous Materials**, 277: 127-133.
- KRAUSE, B.L. 1993. The Niche Hypothesis: A Virtual Symphony of Animal Sounds, the Origins of Musical Expression and the Health of Habitats. **The Soundscape Newsletter**, 6: 6-10.
- LAPORTA, P.; DI TULLIO, J.C.; VERMEULEN, E.; DOMIT, C.; MARTINS, C. A.; LODI, L. 2016. Report of the working group on habitat use of *Tursiops truncatus* in the Southwest Atlantic Ocean. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 11(1-2): 47-61.
- LAVANDIER, R., ARÊAS, J., DIAS, P.S., TANIGUCHI, S., MONTONE, R., DE MOURA, J.F., QUINETE, N., SICILIANO, S., MOREIRA, I. 2015. An assessment of PCB and PBDE contamination in two tropical dolphin species from the Southeastern Brazilian coast. **Marine Pollution Bulletin**, 101(2): 947-953.
- LAW, K., HALLDORSON, T., DANELL, R., STERN, G., GEWURTZ, S., ALAEE, M., MARVIN, C., WHITTLE, M., TOMY, G. 2006. Bioaccumulation and trophic transfer of some brominated flame retardants in a Lake Winnipeg (Canada) food web. **Environmental Toxicology and Chemistry**, 25(8): 2177-2186.
- LAYMAN, C.A., ARAUJO, M.S., BOUCEK, R., HAMMERSCHLAG-PEYER, C.M., HARRISON, E., JUD, Z.R., MATICH, P., ROSENBLATT, A.E., VAUDO, J.J., YEAGER, L.A., POST, D.M., BEARHOP, S. 2012. Applying stable isotopes to examine food-web structure: an overview of analytical tools. **Biological Reviews**, 87(3): 545-562.

- LEBERG, P. 2005. Genetic approaches for estimating the effective size of populations. **The Journal of Wildlife Management**, 69(4): 1385-1399.
- LEDUC, R.G.; DIZON, A.E.; GOTO, M.; PASTENE, L.A.; KATO, H.; NISHIWAKI, S.; LEDUC, C.A.; BROWNELL R.L. 2007. Patterns of genetic variation in Southern Hemisphere blue whales and the use of assignment test to detect mixing on the feeding grounds. **Journal of Cetacean Research and Management**, 9: 73-80.
- LEE, J. F.; FRIEDLAENDER, A. S.; OLIVER, M. J.; DELIBERTY, T. L. 2017. Behavior of satellite-tracked Antarctic minke whales (*Balaenoptera bonaerensis*) in relation to environmental factors around the western Antarctic Peninsula. **Animal Biotelemetry**, 5(1): 1-12.
- LERCZAK, J.A.; HOBBS, R.C. 1998. Calculating sighting distances from angular readings during shipboard, aerial, and shore-based marine mammal surveys. **Marine Mammal Science**, 14(3): 590-599.
- LI, D.; LIU, T.; PAN, L.; HU, F.; JIN, Q. 2020. Bioaccumulation and oxidative damage of polycyclic aromatic hydrocarbon mixtures in Manila clam *Ruditapes philippinarum*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 197(2): 110558.
- LI, Z.H.; ZLABEK, V.; GRABIC, R.; LI, P.; RANDAK, T. 2010. Modulation of glutathione-related antioxidant defense system of fish chronically treated by the fungicide propiconazole. **Comparative Biochemistry and Physiology - C Toxicology and Pharmacology**, 152(3): 392-398.
- LIMA, A.F.B.; GONÇALVES, L.R.; QUEIROZ, E.L. 2006. Registro histórico de enalhe de uma baleia-de-Bryde *Balaenoptera edeni* Anderson, 1879 (Mysticeti: Balaenopteridae) no rio Paraguaçu, Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil. **Bioikos**, 20: 75-79.
- LIN, P.; HU, S.W.; CHANG, T.H. 2003. Correlation between gene expression of aryl hydrocarbon receptor (AhR), hydrocarbon receptor nuclear translocator (Arnt), cytochromes P4501A1 (CYP1A1) and 1B1 (CYP1B1),

- and inducibility of CYP1A1 and CYP1B1 in human lymphocytes. **Toxicological Sciences**, 71(1): 20-26.
- LOBO, A.J.; WEDEKIN, L.L.; SOBRAL-SOUZA, T.; LE PENDU, Y. 2021. Potential distribution of Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*): a coastal-estuarine and tropical habitat specialist. **Journal of Mammalogy**, 102(1): 308-318.
- LOCKYER, C. 1972. The age at sexual maturity of the southern fin whale (*Balaenoptera physalus*) using annual layer counts in the ear plug. **ICES Journal of Marine Science**, 34(2): 276-294.
- LODI, L.; BOROBIA, M. 2013. **Baleias, botos e golfinhos do Brasil**: Guia de identificação. Rio de Janeiro: Technical Books. 480 p.
- LODI, L.; CANTOR, M.; DAURA-JORGE, F.G.; MONTEIRO-NETO, C. 2014. A missing piece from a bigger puzzle: declining occurrence of a transient group of bottlenose dolphins off Southeastern Brazil. **Marine Ecology**, 35(4): 516-527.
- LODI, L.; FARIAS-JÚNIOR, S. 2011. Movements of a solitary adult male killer whale, *Orcinus orca* (Cetacea, Delphinidae), along the coast of south-eastern Brazil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 6(4): 325-328.
- LODI, L.; HETZEL, B. 1998. *Orcinus orca* (Cetacea; Delphinidae) em águas costeiras do Estado do Rio de Janeiro. **Bioikos**, 12(1): 46-54.
- LODI, L.; HETZEL, B. 1999. Rough-toothed dolphin, *Steno bredanensis*, feeding behaviors in Ilha Grande bay. **Biociências**, 7(1): 29-42.
- LODI, L.; OLIVEIRA, R.H.T.; FIGUEIREDO, L.D.; SIMÃO, S.M. 2012. Movements of the rough-toothed dolphin (*Steno bredanensis*) in Rio de Janeiro State, south-eastern Brazil. **Marine Biodiversity Records**, 5(3): 1-4.
- LODI, L.; SICILIANO, S.; CAPISTRANO, L. 1990. Mass stranding of *Peponocephala electra* (Cetacea, Globicephalinae) on Piracanga beach,

- Bahia, Northeastern Brazil. **Scientific Reports of Cetacean Research**, 1: 79-84.
- LODI, L.; TARDIN, R. 2018. Citizen science contributes to the understanding of the occurrence and distribution of cetaceans in southeastern Brazil—a case study. **Ocean & Coastal Management**, 158: 45-55.
- LODI, L.; TARDIN, R.H.; HETZEL, B.; MACIEL, I.S.; FIGUEIREDO, L.D.; SIMÃO, S.M. 2015. Bryde's whale (Cetartiodactyla: Balaenopteridae) occurrence and movements in coastal areas of Southern Brazil. **Zoologia**, 32(2): 171-175.
- LODI, L.; WEDEKIN, L.L.; ROSSI-SANTOS, M.R.; MARCONDES, M.C. 2008. Movements of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Rio de Janeiro state, southeastern Brazil. **Biota Neotropica**. 8(4): 205-209.
- LOGAN, J.M., JARDINE, T.D., MILLER, T.J., BUNN, S.E., CUNJAK, R.A., LUTCAVAGE, M.E. 2008. Lipid corrections in carbon and nitrogen stable isotope analyses: comparison of chemical extraction and modelling methods. **Journal of Animal Ecology**, 77(4), 838-846.
- LOUIS, M.; VIRICEL, A.; LUCAS, T.; PELTIER, H.; ALFONSI, E.; BERROW, S.; STEPHANIS, R. 2014. Habitat-driven population structure of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in the North-East Atlantic. **Molecular Ecology**, 23(4): 857-874.
- LOURENÇO, R.A., TANIGUCHI, S., DA SILVA, J., GALLOTTA, F.D.C., BÍCEGO, M.C. 2021. Polycyclic aromatic hydrocarbons in marine mammals: A review and synthesis. **Marine Pollution Bulletin**, 171: 112699.
- LOWTHER-THIELEKING, J.L.; ARCHER, F.I.; LANG, A.R.; WELLER, D.W. 2015. Genetic differentiation among coastal and offshore common bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in the eastern North Pacific Ocean. **Marine Mammal Science**, 31(1): 1-20.

- LUCENA, A. 2006. Estrutura populacional da *Balaenoptera bonaerensis* (Burmeister) (Cetacea, Balaenopteridae) nas áreas de reprodução do Atlântico Sul. **Revista Brasileira de Zoologia**, 23(1): 176-185.
- LUKSENBURG, J.A.; HENRÍQUEZ, A.; SANGSTER, G. 2015. Molecular and morphological evidence for the subspecific identity of Bryde's whales in the southern Caribbean. **Marine Mammal Science**, 31(4): 1568-1579.
- MACIEL, I.S.; TARDIN, R.H.; SIMÃO, S.M. 2018. Occurrence and habitat use of Bryde's whales (*Balaenoptera edeni*) in the Cabo Frio region, South-eastern Brazil. Marine Biological Association of the United Kingdom. **Journal of the Marine Biological Association of the U.K.**, 98(5): 1081-1086.
- MADSEN, P.; WAHLBERG, M.; MØHL, B. 2002. Male sperm whale (*Physeter macrocephalus*) acoustics in a high-latitude habitat: implications for echolocation and communication. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, 53(1): 31-41.
- MADSEN, P.T.; CARDER, D.A.; BEDHOLM, K.; RIDGWAY, S.H. 2005. Porpoise clicks from a sperm whale nose: Convergent evolution of 130 kHz pulses in toothed whale sonars? **Bioacoustics**, 15(2): 195-206.
- MAGALHÃES, C.A., TANIGUCHI, S., LOURENÇO, R.A., MONTONE, R.C. 2017. Organochlorine pesticides, PCBs, and PBDEs in liver and muscle tissues of *Paralorchurus brasiliensis*, *Trichiurus lepturus* and *Cathorops spixii* in Santos Bay and surrounding area, São Paulo, Brazil. **Regional Studies in Marine Science**, 16: 42-48.
- MAGALHÃES, F.A.; TOSI, C.H.; GARRI, R.G.; CHELLAPPA, S.; SILVA, F.L. 2008. Cetacean diversity on the Parnaíba Delta, Maranhão state, northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 68(3): 545-551.
- MARCONDES, M.C.C.; CHEESEMAN, T.; JACKSON, J.A.; FRIEDLAENDER, A. S.; PALLIN, L.; OLIO, M.; WEDEKIN, L. L.; DAURA-JORGE, F. G.; CARDOSO, J.; SANTOS, J. D. F.; FORTES, R. C.; ARAÚJO, M. F.;

- BASSOI, M.; BEAVER, V.; BOMBOSCH, A.; CLARK, C. W.; DENKINGER, J.; BOYLE, A.; RASMUSSEN, K.; SAVENKO, O.; AVILA, I. C.; PALACIOS, D. M.; KENNEDY, A. S. & SOUSA-LIMA, R. S. 2021. The Southern Ocean Exchange: porous boundaries between humpback whale breeding populations in southern polar Waters. **Scientific Reports**, 8(11): 23618.
- MARICATO, G.; TARDIN, R.; LODI, L.; WEDEKIN, L.L.; DAURA-JORGE, F.G.; MACIEL, I.; MARIA, T.F.; ALVES, M.A.S. 2022. Identifying suitable areas for common bottlenose dolphin in anthropized waters. **Marine Biology**, 169: 110.
- MARQUES, F.F.C.; BUCKLAND, S.T. 2003. Incorporating covariates in standard line transect analysis. **Biometrics**, 59(4): 924-935.
- MARQUES, F.F.C.; BUCKLAND, S.T. 2004. Covariate models for the detection function. In: **Advanced Distance Sampling** (Eds.: Buckland, S. T.; Anderson, D. R.; Burnham, K. P.; Laake, J. L.; Borchers, D. L.; Thomas, L.). Oxford: Oxford University Press: 31-47.
- MÁRQUEZ-LÁZARO, J.; DÍAZ-PINEDA, K.; MÉNDEZ-CUADRO, D.; RODRÍGUEZ-CAVALLO, E. 2021. Fluoroquinolone antibiotics and organophosphate pesticides induce carbonylation on *Eisenia fetida* muscle proteins. **Science of the Total Environment**, 758: 143954.
- MARSILI, L.; CARUSO, A.; FOSSI, M.C.; ZANARDELLI, M.; POLITI, E.; FOCARDI, S. 2001. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in subcutaneous biopsies of Mediterranean cetaceans. **Chemosphere**, 44(2): 147-154.
- MARSILI, L.; FOCARDI, S. 1996 Organochlorine levels in subcutaneous blubber biopsies of fin whales (*Balaenoptera physalus*) and striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) from the Mediterranean Sea. **Environmental Pollution**, 91(1): 1-9.
- MARSILI, L.; FOSSI, C.M.; FOCARDI, S.; DI SCIARA, G.N. 2002. Polycyclic

- aromatic hydrocarbons (PAHs) in cetaceans of the Mediterranean “Whale Sanctuary”. **Marine Environmental Research**, 54: 829-851.
- MARTA-ALMEIDA, M.; DALBOSCO, A.; FRANDO, D.; RUIZ-VILLAREAL, M. 2021. Dynamics of river plumes in the South Brazilian Bight and South Brazil. **Ocean Dynamics**, 71: 59-80.
- MARTIEN, K.K.; HILL, M.C.; VAN CISE, A.M.; ROBERTSON, K.M.; WOODMAN, S.M.; DOLLAR L.; PEASE, V.L.; OLESON, E.M. 2014. Genetic diversity and populations structure in four species of cetaceans around the Mariana Islands. La Jolla, CA. **NOAA Technical Memorandum NMFS**; Report No.: SWFSC-536.
- MARTINS, C.C.A.; MORETE, M.E.; ENGEL, M.H.; FREITAS, A.C.; SECCHI, E.R.; KINAS P.G. 2001. Aspects of habitat use patterns of humpback whales in the Abrolhos Bank, Brazil, breeding ground. **Memoirs of the Queensland Museum**, 47: 563-570.
- MARTYNIUK, C.J.; MEHINTO, A.C.; DENSLOW, N.D. 2020. Organochlorine pesticides: Agrochemicals with potent endocrine-disrupting properties in fish. **Molecular and Cellular Endocrinology**, 507(1): 110764.
- MATKIN, C.O.; MATKIN, D.R.; ELLIS, G.M.; SAULITIS, E.; MCSWEENEY, D. 1997. Movements of resident killer whales in Southeastern Alaska and Prince William Sound, Alaska. **Marine Mammal Science**, 13 (2): 469-475.
- MAY-COLLADO, L.J.; AGNARSSON, I.; WARTZOK, D. 2007. Phylogenetic review of tonal sound production in whales in relation to sociality. **BMC Evolutionary Biology**, 7: 136.
- MCCULLAGH, P.; NELDER, J.A. 1989. **Generalized Linear Models**. 2nd edition. Monographs on Statistics and Applied Probability 37. Chapman & Hall, London. 532 p.
- MCCULLOUGH, J.L.; SIMONIS, A.E.; SAKAI, T.; OLESON, E.M. 2021. Acoustic classification of false killer whales in the Hawaiian Islands based on comprehensive vocal repertoire. **JASA Express Letters**, 1(7):

071201.

- MCDONALD, M.A.; MESNICK, S.L.; HILDEBRAND, J.A. 2006. Biogeographic characterization of blue whale song worldwide: using song to identify populations. *Journal of cetacean research and management*, 8(1), 55-65.
- MCFADDEN, G. 2005. Poxvirus tropism. **Nature Reviews Microbiology**, 3(3): 201-213.
- MEADOR, J.P. 2008. **Polycyclic Aromatic Hydrocarbons**. In: Jørgensen, S. E. & Fath, B. D. (eds.) *Encyclopedia of Ecology*. Oxford: Academic Press: 2881-2891.
- MEADOR, J.P., STEIN, J.E., REICHERT, W.L., VARANASI, U. 1995. Bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons. In: Ware, G. W. (ed.) **Reviews of environmental contamination and toxicology**. Berlin: Springer: 79-166.
- MELERO, M., CRESPO-PICAZO, J. L., RUBIO-GUERRI, C., GARCÍA-PÁRRAGA, D., SÁNCHEZ-VIZCAÍNO, J. M. 2015. First molecular determination of herpesvirus from two mysticete species stranded in the Mediterranean Sea. **BMC veterinary research**. 11(1): 283.
- MERKENS, K.; MANN, D.; JANIK, V. M.; CLARIDGE, D.; HILL, M.; OLESON, E. 2018. Clicks of dwarf sperm whales (*Kogia sima*). **Marine Mammal Science**, 34(4): 963-978.
- MESSINA, A.; PUCCINELLI, E.; GERVASI, P.G.; LONGO, V. 2013. Expression and inducibility of CYP1A1, 1A2, 1B1 by β -naphthoflavone and CYP2B2, CYP3As by rifampicin in heart regions and coronary arteries of pig. **Research in Veterinary Science**, 94(1): 77-83.
- MESSINA, A.; SINISCALCO, A.; PUCCINELLI, E.; GERVASI, P.G.; LONGO, V. 2012. Cloning and tissues expression of the pig CYP1B1 and CYP2J34. **Research in Veterinary Science**, 92(3): 438-443.
- METCALFE, C.; KOENIG, B.; METCALFE, T.; PATERSON, G.; SEARS, R. 2004. Intra- and inter-species differences in persistent organic contaminants

- in the blubber of blue whales and humpback whales from the Gulf of St. Lawrence, Canada, **Marine Environmental Research**, 57(4): 245-260.
- MILLER, P.J.; JOHNSON, M.P.; TYACK, P.L. 2004. Sperm whale behavior indicates the use of echolocation click buzzes 'creaks' in prey capture. **Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, 271(1554): 2239-2247.
- MILMANN, L. 2020. **Padrões de ocorrência, estrutura populacional e análise de nicho isotópico de três espécies de *Balaenoptera* no sudoeste do Atlântico: *B. acutorostrata*, *B. bonaerensis* e *B. brydei*.** Tese de doutorado do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Estadual de Santa Cruz. 198 p.
- MILMANN, L.; SICILIANO, S.; MORAIS, I.; TRIBULATO, A.S.; MACHADO, R.; ZERBINI, A.; OTT, P.H. 2020. A review of *Balaenoptera* strandings along the east coast of South America. **Regional Studies in Marine Science**, 37: e101343.
- MIMURA, J.; FUJII-KURIYAMA, Y. 2003. Functional role of AhR in the expression of toxic effects by TCDD. **Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - General Subjects**, 1619(3): 263-268.
- MIRANDA, A.V.; LUNA, F.O.; DE SOUSA, G.P.; FRUET, P.; ZANONI, S.A. 2019. Guia de Ilustrado de Identificação de Cetáceos e Sirênios do Brasil – **ICMBio/CMA ed.** - Brasília, DF: 70. ISBN: 978-85-61842-90-1
- MIRIMIN, L.; WESTGATE, A.; ROGAN, E.; ROSEL, P.; READ, A.; COUGHLAN, J.; CROSS, T. 2009. Population structure of short-beaked common dolphins (*Delphinus delphis*) in the North Atlantic Ocean as revealed by mitochondrial and nuclear genetic markers. **Marine Biology**, 156: 821-834.
- MIZROCH, S.A.; RICE, D.W.; BREIWICK, J.M. 1984a. The blue whale, *Balaenoptera musculus*. **Marine Fisheries Review**, 46(4): 15–19.

- MIZROCH, S.A.; RICE, D.W.; BREIWICK, J.M. 1984b. The fin whale, *Balaenoptera physalus*. **Marine Fisheries Review**, 46(4): 20-24.
- MMA. 2022. **Portaria MMA N°148, de 7 de junho de 2022**. Anexo 2. Ministério do Meio Ambiente, Brasília-DF.
- MØHL, B.; WAHLBERG, M.; MADSEN, P.T.; HEERFORDT, A.; LUND, A. 2003. The monopulsed nature of sperm whale clicks. **The Journal of the Acoustical Society of America**, 114(2): 1143-1154.
- MÖLLER, O.O.; PIOLA, A.R.; FREITAS, A.C.; CAMPOS, E.J.D. 2008. The effects of river discharge and seasonal winds on the shelf off southeastern South America. **Continental Shelf Research**, 28(13): 1607-1624.
- MOORS-MURPHY, H.B. 2014. Submarine canyons as important habitat for cetaceans, with special reference to the Gully: A review. **Deep-Sea Research II**, 104: 6-19.
- MORENO, I.B.; ZERBINI, A.N.; DANILEWICZ, D.; DE OLIVEIRA SANTOS, M.C.; SIMÕES-LOPES, P.C.; LAILSON-BRITO JR, J.; AZEVEDO, A.F. 2005. Distribution and habitat characteristics of dolphins of the genus *Stenella* (Cetacea: Delphinidae) in the southwest Atlantic Ocean. **Marine Ecology Progress Series**, 300: 229-240.
- MORETE, M.E.; BISI, T.L.; PACE III, R.M.; ROSSO, S. 2008. Fluctuating abundance of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in a calving ground off coastal Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 88(6): 1229-1235.
- MORETE, M.E.; BISI, T.L.; ROSSO, S. 2007. Temporal pattern of humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) group structure around Abrolhos Archipelago breeding region, Bahia, Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 87 (1): 87 - 92.
- MORETE, M.E.; MARQUES, M.L.; DE SOUZA, R.C.F.; TRISTÃO, I.A.; MOTTA, M.C.; MARTINS, C.C.A.; CARDOSO, J.; FRANCISCO, A. 2022. Is the reproductive area of the humpback whale (*Megaptera*

- novaeangliae*) in Brazilian waters increasing? Evidence of breeding and calving activities around Ilhabela, São Paulo, Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 17(1): 63-67.
- MOSSBRIDGE, J. A., & THOMAS, J. A. (1999). An “acoustic niche” for antarctic killer whale and leopard seal sounds 1. **Marine Mammal Science**, 15(4): 1351-1357.
- MUENHOR, D., HARRAD, S., ALI, N., COVACI, A. 2010. Brominated flame retardants (BFRs) in air and dust from electronic waste storage facilities in Thailand. **Environment International**, 36(7), 690-698.
- MURASE, H.; KITAKADO, T.; HAKAMADA, T.; MATSUOKA, K.; NISHIWAKI, S.; NAGANOBU, M. 2013. Spatial distribution of Antarctic minke whales (*Balaenoptera bonaerensis*) in relation to spatial distributions of krill in the Ross Sea, Antarctica. **Fisheries Oceanography**, 22(3): 154-173.
- NAHAS, F.E.; ABDEL-RAZEK, M.A.S.; HELMY, N.M.; MAHMOUD, S.; GHAZY, H.A. 2017. Impaired antioxidant gene expression by pesticide residues and its relation with other cellular biomarkers in Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) from Lake Burullus, **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 137: 202-209.
- NAKATA, H., SAKAI, Y., MIYAWAKI, T., TAKEMURA, A. 2003. Bioaccumulation and toxic potencies of polychlorinated biphenyls and polycyclic aromatic hydrocarbons in tidal flat and coastal ecosystems of the Ariake Sea, Japan. **Environmental Science and Technology**, 37(16), 3513-3521.
- NAWOJCHIK, R.; AUBIN, D. J. ST.; JOHNSON, A. 2003. Movements and dive behavior of two stranded, rehabilitated long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) in the northwest Atlantic. **Marine Mammal Science**, 19(1): 232-239.
- NEELY, M.G.; MOREY, J.S.; ANDERSON, P.; BALMER, B.C.; YLITALO, G.M.; ZOLMAN, E.S.; SPEAKMAN, T.R.; SINCLAIR, C.; BACHMAN, M.J.;

- HUNCIK, K.; KUCKLICK, J.; ROSEL, P.E.; MULLIN, K.D.; ROWLES, T.K.; SCHWACKE, L.H.; VAN DOLAH, F.M. 2018. Skin transcriptomes of common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* from the northern Gulf of Mexico and southeastern US Atlantic coasts. **Marine Genomics**, 38: 45-58.
- NEFF, J.M. 2002. **Bioaccumulation in Marine Organisms: Effect of Contaminants from Oil Well Produced Water**, 1st edition. Elsevier Science, 453 p.
- NEWMAN, K.; SPRINGER, A.M. 2008. Nocturnal activity by mammal-eating killer whales at a predation hot spot in the Bering Sea. **Marine Mammal Science**, 24(4): 990-999.
- NGWENYA, S.; SAFE, S. 2003, Cell Context-Dependent Differences in the Induction of E2F-1 Gene Expression by 17 β -Estradiol in MCF-7 and ZR-75 Cells. **Endocrinology**, 144(5): 1675-1685.
- NIÑO-TORRES, C.A.; JORGE URBÁN, R.; OLAVARRIETA, T.; BLANCO-PARRA, M.D.P.; HOBSON, K.A. 2014. Dietary preferences of Bryde's whales (*Balaenoptera edeni*) from the Gulf of California: A $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ analysis. **Marine Mammal Science**, 30(3): 1140-1148.
- NOAA. Guidelines for Assessing Exposure and Impacts of Oil Spills on Marine Mammals. **NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-62**, 2019.
- NOTARBARTOLO-DI-SCIARA, G. 2014. Sperm whales, *Physeter macrocephalus*, in the Mediterranean Sea: a summary of status, threats, and conservation recommendations. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, 24(1): 4-10.
- NOWACEK, D.P.; JOHNSON, M.P.; TYACK, P.L.; SHORTER, K.A.; MCLELLAN, W.A.; PABST, A. 2001. Buoyant balaenids: the ups and downs of buoyancy in right whales. **Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, 268(1478): 1811-1816.

- NRC. 2005. **Marine mammal populations and ocean noise**: determining when noise causes biologically significant effects. National Academies Press, Washington DC, 142 p.
- ODEBRECHT, C.; CASTELLO, J.P. 2001. The convergence ecosystem in the Southwest Atlantic. In: Seeliger, U.; Kjerfve, B. (Eds.), Coastal Marine Ecosystems of Latin America. **Ecological Studies** (Analysis and Synthesis), v. 144. Springer: Berlin: 147-165.
- OKSANEN, J.; BLANCHET, F.G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; MINCHIN, P.R.; O'HARA, R.B.; SIMPSON, G.L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M.H.; SZOECES, E.; WAGNER, H. 2020. **vegan: Community Ecology Package**. R package version 2.5-7. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- OLAVARRÍA, C.; BAKER, C. S.; GARRIGUE, C.; POOLE, M.; HAUSER, N.; CABALLERO, S.; FLÓREZ-GONZALEZ, L.; BRASSEUR, M.; BANNISTER, J.; CAPELLA, J.; CLAPHAM, P.; DODEMONT, R.; DONOGHUE, R.; JENNER, C.; MOJENNER, D. 2007. Population structure of humpback whales throughout the South Pacific and the origin of the eastern Polynesian breeding grounds. **Marine Ecology Progress Series**, 330(25): 257–268.
- OLESON, E. M.; CALAMBOKIDIS, J.; BURGESS, W.C.; McDONALD, M.A.; LeDUC, C.A.; HILDEBRAND, J.A. 2007. Behavioral context of call production by eastern North Pacific blue whales. **Marine Ecology Progress Series**, 330: 269-284.
- OLIVEIRA, A.; KOLESNIKOVAS, C.K.M.; SERAFINI, P.P.; MOREIRA, L.M.P.; PONTALTI, M.; SIMÕES-LOPES, P.C.; BARRETO, A.S. 2011. Occurrence of pinnipeds in Santa Catarina between 2000 and 2010. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 9(2): 145-149.
- OLIVEIRA, L.R.; FRAGA, L.D.; OTT, P.H.; SICILIANO, S.; LOPES, F.; ALMEIDA, R.; WICKERT, J.C.; MILMANN, L.; DANILEWICZ, D.; EMIN-

- LIMA, N.R.; MEIRELLES, A.C.; LUZ, V.; DO NASCIMENTO, L.F.; DE THOISY, B.; TAVARES, M.; ZERBINI, A.N.; BAUMGARTEN, M.; VALIATI, V.H.; BONATTO, S.L. 2019. Population structure, phylogeography, and genetic diversity of the common bottlenose dolphin in the tropical and subtropical southwestern Atlantic Ocean. **Journal of Mammology**, 100(2): 564-577.
- OLSEN, E.; BUDGELL, W.P.; HEAD, E.; KLEIVANE, L.; NØTTESTAD, L.; PRIETO, R.; SILVA, M.A.; SKOV, H.; VÍKINGSSON, G.A.; WARING, G.; ØIEN, N. 2009. First Satellite-Tracked Long-Distance Movement of a Sei Whale (*Balaenoptera borealis*) in the North Atlantic. **Aquatic Mammals**, 35: 313-318.
- OLSON, P. A. 2018. Pilot Whales, *Globicephala melas* and *G. macrorhynchus*. In: WÜRSIG, B., THEWISSEN, J. G. M. AND KOVACS, K. M. (Eds), **Encyclopedia of Marine Mammals Third Edition**, San Diego, California: Elsevier: 701-705.
- OREMUS, M.; GALES, R.; DALEBOUT, M.L.; FUNAHASHI, N.; ENDO, T.; KAGE, T., STEEL, D.; BAKER, C.S. 2009. Worldwide mitochondrial DNA diversity and phylogeography of pilot whales (*Globicephala* spp.). **Biological Journal of the Linnean Society**, 98(4): 729-744.
- OREMUS, M.; POOLE, M.M.; STEEL, D.; BAKER, C.S. 2007. Isolation and interchange among insular spinner dolphin communities in the South Pacific revealed by individual identification and genetic diversity. **Marine Ecology Progress Series**, 336: 275-289.
- OSWALD, J.N.; BARLOW, J.; NORRIS, T.F. 2003. Acoustic identification of nine delphinid species in the eastern tropical Pacific Ocean. **Marine Mammal Science**, 19(1): 20-37.
- OSWALD, J.N.; RANKIN, S.; BARLOW, J. 2008. To whistle or not to whistle? Geographic variation in the whistling behavior of small odontocetes. **Aquatic Mammals**, 34(3): 288-302.

- OSWALD, J.N.; RANKIN, S.; BARLOW, J.; LAMMERS, M.O. 2007. A tool for real-time acoustic species identification of delphinid whistles. **Journal of the Acoustic Society of America**, 122(1): 587-595.
- OSWALD, J.N.; RANKIN, S.; BARLOW, J.; OSWALD, M. 2013. Real-time odontocete call classification algorithm: Software for species identification of delphinid whistles. In: ADAM, O.; SAMARAN, F. (Eds.). **Detection, classification, and localization of marine mammals using passive acoustics, 2003–2013: 10 years of international research**. DIRAC NGO, Paris, France: 245-266.
- OWEN, K.; DUNLOP, R. A.; MONTY, J. P.; CHUNG, D.; NOAD, M. J.; DONNELLY, D.; ... MACKENZIE, T. 2016. Detecting surface-feeding behavior by humpback whales in accelerometer data. **Marine Mammal Science**, 32(1): 327-348.
- PAITACH, R.L.; MÉLCON, M.; ANDRIOLO, A.; CREMER, M.J. 2022. Acoustic repertoire and bioacoustics applications. In: SIMÕES-LOPES, P.C.; CREMER, M.J. (Eds.). **The Franciscana Dolphin: On the Edge of Survival**. Academic Press, Elsevier, London, UK: 175-200.
- PAIVA, M.P.; GRANJEIRO, B.F. 1965. Biological investigations on the whaling seasons 1960-1963, off Northeastern coast of Brazil. **Arquivos de Ciências do Mar**, 5(1): 29-64.
- PAIVA, M.P.; MOTTA, P.C.S.D. 2000. Schools of Brazilian-sardine, *Sardinella brasiliensis* (Steindachner), in coastal waters of Rio de Janeiro State (Brazil). **Revista Brasileira de Zoologia**, 17(2): 339-346.
- PALACIOS, D. M.; BAILEY, H.; BECKER, E. A.; BOGRAD, S. J.; DEANGELIS, M. L.; FORNEY, K. A.; ... MATE, B. R. 2019. Ecological correlates of blue whale movement behavior and its predictability in the California Current Ecosystem during the summer-fall feeding season. **Movement Ecology**, 7: 1-21.

- PALMA, E.D.; MATANO, R.P. 2009. Disentangling the upwelling mechanisms of the South Brazil Bight. **Continental Shelf Research**, 29(11-12): 1525-1534.
- PARENTE, C.L.; ARAUJO, M.E. 2012. A aquisição sísmica marítima no Brasil e seus potenciais efeitos na ordem Cetacea. **Natural Resources**, 2(1): 68-82.
- PARKINSON, A.; OGILVIE, B.W. 2001. Biotransformation of xenobiotics. *In*: C.D. Klaassen, M.J. Thomas, M.J. Hazucha (Eds.), **Casarett and Doull's Toxicology: The Basic Science of Poisons**. Nova York: McGraw-Hill Medical Publishing Division: 113-186.
- PARO, A.D.; ROJAS, E.; WEDEKIN, L.L. 2014. Southernmost record of the Atlantic spotted dolphin, *Stenela frontalis* in the south-west Atlantic Ocean. **Marine Biodiversity Records**, 7: e78.
- PASCHOALINI, V.U., SANTOS, M.C.D.O. 2020. Movements and habitat use of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in south-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 100(4), 651-662.
- PASTENE, L.; ACEVEDO, J.; SICILIANO, S.; SHOLL, T.G.C.; DE MOURA, J.F.; OTT, P.H.; AGUAYO-LOBO, A. 2015. Population genetic structure of the South American Bryde's whale. **Revista de Biología Marina y Oceanografía**, 50(3): 453-464.
- PASTENE, L.A.; ACEVEDO, J.; GOTO, M.; ZERBINI, A.N.; ACUÑA, P.; AGUAYO-LOBO, A. 2010. Population structure and possible migratory links of common minke whales, *Balaenoptera acutorostrata*, in the Southern Hemisphere. **Conservation Genetics**, 11(4): 1553-1558.
- PASTENE, L.A.; GOTO, M.; KANDA, N.; KEREM, D.; WATANABE, K.; BESSHO, Y.; HASEGAWA, M.; NIELSEN, R.; LARSEN, F.; PALSBOELL, P.J. 2007. Radiation and speciation of pelagic organisms during periods

- of global warming: the case of the common minke whale, *Balaenoptera acutorostrata*. **Molecular Ecology**, 16(7): 1481-1495.
- PAULY, D.; TRITES, A.W.; CAPULI, E.; CHRISTENSEN, V. 1998. Diet composition and trophic levels of marine mammals. **ICES journal of Marine Science**, 55(3): 467-481.
- PAVANATO, H.; MAYER, F.P.; WEDEKIN, L.L.; ENGEL, M.H.; KINAS, P.G. 2018. Prediction of humpback whale group densities along the Brazilian coast using spatial autoregressive models. **Marine Mammal Science**, 34(3): 734-754.
- PAVANATO, H.J., WEDEKIN, L.L., GUILHERME-SILVEIRA, F.R., ENGEL, M.H.; KINAS, P.G. 2017. Estimating humpback whale abundance using hierarchical distance sampling. **Ecological Modelling**, 358: 10-18.
- PAYNE, K.; PAYNE, R. 1985. Large scale changes over 19 years in songs of humpback whales in Bermuda, **Zeitschrift fur Tierpsychologie**, 68(2): 89–114.
- PAYNE, R. 1976. At home with right whales. **National Geographic**, 149(3): 322-339.
- PAYNE, R.S.; MCVAY, S. 1971. Songs of humpback whales, **Science**, 173(3997): 585–597.
- PENTEADO, J.C.P., VAZ, J.M. 2001. O legado das bifenilas policloradas (PCBs). **Química Nova**, 24(3), 390-398.
- PEREIRA, C.S. 1989. Seasonal variability in the coastal circulation on the Brazilian continental shelf (29°S-35°S). **Continental Shelf Research**, 9(3): 285-299.
- PÉREZ, W.; LIMA, M.; BÜCKER, M.; CLAUSS, M. 2017. Gross anatomy of the stomach and intestine of an Antarctic minke whale (*Balaenoptera bonaerensis*). **Mammalia**, 81(1): 111-113.
- PERRIN, W.F. 2009. Common dolphins: *Delphinus delphis* and *D. capensis*. In: PERRIN, W.F.; WURSIG, B. (Eds.). **Encyclopedia of marine mammals**.

- San Diego, CA: Academic Press: 255-259.
- PERRIN, W.F.; MITCHELL, E.D.; MEAD, J.G.; CALDWELL, D.K.; CALDWELL, M.C.; VAN BREE, P.J.H.; DAWBIN, W.H. 1987. Revision of the spotted dolphins, *Stenella* spp. **Marine Mammal Science**, 3(2): 99-170.
- PERRIN, W.F.; WURSIG, B. 2009. **Encyclopedia of marine mammals**. San Diego, CA: Academic Press. 1355 p.
- PERRYMAN, W. L.; DANIL, K. 2018. Melon-headed whale: *Peponocephala electra*. In Encyclopedia of marine mammals. **Academic Press**, p. 593-595).
- PERRYMAN, W.L.; PERRIN, W.F.; WURSIG, B.; THEWISSEN, J.G.M. (Eds). 2002. Melon-headed whale *Peponocephala electra* (Gray, 1846). **Encyclopedia of marine mammals**. San Diego, CA: Academic Press: 733–734.
- PESSATTI, T.B.; LÜCHMANN, K.H.; FLORES-NUNES, F.; MATTOS, J.J.; SASAKI, S.T.; TANIGUCHI, S.; BÍCEGO, M.C.; BAINY, A.C.D. 2016. Upregulation of biotransformation genes in gills of oyster *Crassostrea brasiliana* exposed *in situ* to urban effluents, Florianópolis Bay, Southern Brazil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 131: 172-180.
- PETROBRAS. 2015. Projeto Executivo. **Projeto de Monitoramento de Cetáceos na Baía de Santos (PMC-BS)**. Elaborado pela SOCIOAMBIENTAL Consultores Associados para a PETROBRAS. Florianópolis-SC. Disponível em: <https://comunicabaciadesantos.petrobras.com.br/sites/default/files/Projeto_executivo_Projeto_de_monitoramento_de_cetaceos.pdf>
- PETROBRAS. 2017b. 1º Relatório Técnico novembro/2015 a dezembro/2016. **Projeto de Monitoramento da Paisagem Acústica Submarina da Baía de Santos - PMPAS-BS**. Rio de Janeiro-RJ. 72 p.
- PETROBRAS. 2017c. 2º Relatório Anual – Ciclos 1 a 4. **Projeto de Monitoramento e Cetáceos na Baía de Santos (PMC-BS)**. Relatório

técnico elaborado pela SOCIOAMBIENTAL Consultores Associados para a PETROBRAS. Florianópolis-SC.

PETROBRAS. 2018. 3º Relatório Anual – Ciclos 1 a 6. **Projeto de Monitoramento de Cetáceos na Bacia de Santos (PMC-BS)**. Relatório técnico elaborado pela SOCIOAMBIENTAL Consultores Associados para a PETROBRAS. Florianópolis-SC.

PETROBRAS. 2019a. 4º Relatório Anual – Ciclos 1 a 8. **Projeto de Monitoramento de Cetáceos na Bacia de Santos (PMC-BS)**. Relatório técnico elaborado pela SOCIOAMBIENTAL Consultores Associados para a PETROBRAS. Florianópolis-SC.

PETROBRAS. 2019b. 3º Relatório Técnico novembro/2015 a dezembro/2018. **Projeto de Monitoramento da Paisagem Acústica Submarina da Bacia de Santos / PMPAS-BS**. Relatório técnico elaborado pelo Instituto de Pesquisas da Marinha (IPqM) para a PETROBRAS. Rio de Janeiro-RJ.

PETROBRAS. 2019c. Projeto Executivo Integrado do PMP-BS. **Projeto de Monitoramento de Praias da Bacia de Santos – PMP-BS**. Santos-SP.

PETROBRAS. 2020a. 5º Relatório Anual – Ciclos 1 a 10. **Projeto de Monitoramento de Cetáceos na Bacia de Santos (PMC-BS)**. Relatório técnico elaborado pela SOCIOAMBIENTAL Consultores Associados para a PETROBRAS. Florianópolis-SC.

PETROBRAS. 2020b. **Projeto Executivo (Ciclo de Médio Prazo): Projeto de Monitoramento de Cetáceos na Bacia de Santos (PMC-BS)**. Elaborado pela SOCIOAMBIENTAL Consultores Associados para a PETROBRAS. Florianópolis-SC. Disponível em: <https://comunicabaciadesantos.petrobras.com.br/sites/default/files/PE_PMC-BS_rev01_Medio_Prazo_29-12-2020.pdf>

PETROBRAS. 2020c. **Projeto de Monitoramento da Paisagem Acústica Submarina da Bacia de Santos / PMPAS-BS: 4º Relatório Técnico**

novembro/2015 a dezembro/2019. Relatório técnico elaborado pelo Instituto de Pesquisas da Marinha (IPqM) para a PETROBRAS. Rio de Janeiro-RJ.

PETROBRAS. 2021a. **Avaliação e Interpretação de Resultados de Hidrocarbonetos de Petróleo, Organoclorados e Organobromados em Amostras Biológicas de Tetrápodes Provenientes de Programas de Monitoramento Ambiental da Petrobras.** RT – Relatório Técnico - Etapa de Curto Prazo.

PETROBRAS. 2021b. **Projeto de Monitoramento da Paisagem Acústica Submarina da Bacia de Santos / PMPAS-BS: 5º Relatório Técnico** novembro/2015 a dezembro/2020. Relatório técnico elaborado pelo Instituto de Pesquisas da Marinha (IPqM) para a PETROBRAS. Rio de Janeiro-RJ.

PETROBRAS. 2021c. **Relatório Consolidado 1 – Ano 6. Projeto de Monitoramento de Cetáceos na Bacia de Santos PMC-BS.** Volume 1: Apresentação e Discussão de Resultados Orientados aos Objetivos. Disponível em https://comunicabaciadesantos.petrobras.com.br/sites/default/files/RC-01_Vol-I_PMC_Rev00_FINAL.pdf.

PHILLIPS, S.J.; ANDERSON, R.P.; SCHAPIRE, R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological modelling**, 190(3-4): 231-259.

PHILLIPS, S.J.; DUDÍK, M.; SCHAPIRE, R.E. 2020. **Maxent software for modeling species niches and distributions** (Version 3.4.1). Disponível em: http://biodiversituinformatics.amnh.org/open_source/maxent/. Acesso em: 03 fev. 2020.

PIRES, C.R.; ROSSI-SANTOS, M.R.; PARO, A.D.; WEDEKIN, L.L. 2021. Whistles of the pantropical spotted dolphin (*Stenella attenuata*) in Santos Basin, western South Atlantic Ocean. **Journal of the Acoustical Society**

- of America**, 149(5): 3241-3249.
- PIRY, S.; LUIKART, G.; CORNUET, J-M. 1999. BOTTLENECK: a computer program for detecting recent reductions in the effective population size using allele frequency data. **Journal of Heredity**, 90(4): 502–503.
- POST, D.M., LAYMAN, C.A., ARRINGTON, D.A., TAKIMOTO, G., QUATTROCHI, J., MONTAÑA, C.G. 2007. Getting to the fat of the matter: models, methods and assumptions for dealing with lipids in stable isotope analyses. **Oecologia**, 152(1), 179-189.
- PRIETO, R.; SILVA, M.A.; WARING, G.T. 2014. Sei whale movements and behavior in the North Atlantic inferred from satellite telemetry. **Endangered Species Research**, 26: 103-113.
- PRITCHARD, J.K.; WEN, X.; FALUSH, D. 2007. Documentation for structure software: version 2.2. <http://pritch.bsd.uchicago.edu/software>.
- PRIYA, E.S.; KUMAR, T.S.; BALAJI, S.; BAVITHRA, S.; SINGH, P.R.; SAKTHIVEL, D.; SANKAR, B.R.; ARUNAKARAN, J. 2017. Lactational exposure effect of polychlorinated biphenyl on rat Sertoli cell markers and functional regulators in prepuberal and puberal F1 offspring. **Journal of Endocrinological Investigation**, 40(1): 91-100.
- QUÉROUIL, S.; FREITAS, L.; CASCÃO, I.; ALVES, F.; DINIS, A.; ALMEIDA, J. R.; PIETRO R.; BORRAS, S.; MATOS, J. A.; MENDONÇA, D.; SANTOS, R.S. 2010a. Molecular insight into the population structure of common and spotted dolphins inhabiting the pelagic waters of the Northeast Atlantic. **Marine biology**, 157(11): 2567-2580.
- QUÉROUIL, S.; FREITAS, L.; DINIS, A.; ALVES, F.; CASCÃO, I.; PRIETO, R.; SILVA, M.A.; MAGALHÃES, S.; MATOS, J.A., SANTOS, R.S. 2010b. Sex bias in biopsy samples collected from free-ranging dolphins. **European Journal of Wildlife Research**, 56:151-158.
- QUÉROUIL, S.; SILVA, M.A.; FREITAS, L.; PRIETO, R.; MAGALHÃES, S.; DINIS, A.; ALVES, F.; MATOS, J.A.; MENDONÇA, D.; HAMMOND P.S.;

- SANTOS, R.S. 2007. High gene flow in oceanic bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) of the North Atlantic. **Conservation Genetics**, 8(6): 1405-1419.
- QUICK, N.J.; ISOJUNNO, S.; SADYKOVA, D.; BOWERS, M.; NOWACEK, D. P.; READ, A.J. 2017. Hidden Markov models reveal complexity in the diving behavior of short-finned pilot whales. **Scientific Reports**, 7(1): 45765.
- R CORE TEAM. 2021. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>. Acesso em: 5 fev. 2021.
- RACKY, J.; SCHMITZ, H.J.; KAUFFMANN, H.M.; SCHRENK, D. 2004. Single nucleotide polymorphism analysis and functional characterization of the human Ah receptor (AhR) gene promoter. **Archives of Biochemistry and Biophysics**, 421(1): 91-98.
- RAMOS, R.M.; SICILIANO, S.; BOROBIA, M.; ZERBINI, A.N.; PIZZORNO, J.L.A.; FRAGOSO, A.B.L.; LAILSON-BRITO JR., J.; AZEVEDO, A.F.; SIMÕES-LOPES, P.C.; SANTOS, M.C.O. 2001. A note on strandings and age of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) on the Brazilian coast. **Journal of Cetacean Research and Management**, 3(3): 321-326.
- RAMU, K., KAJIWARA, N., TANABE, S., LAM, P.K.S., JEFFERSON, T.A. 2005. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and organochlorines in small cetaceans from Hong Kong waters: Levels, profiles and distribution. **Marine Pollution Bulletin**, 51(8-12): 669-676.
- RANDAGE, S.M.; ALLING, A.; CURRIER, K.; HEYWOOD, E. 2014. Review of the Sri Lanka blue whale (*Balaenoptera musculus*) with observations on its distribution in the shipping lane. **Journal of Cetacean Research Management**, 14(1): 43-49.
- RANKIN, S.; ARCHER, F.; KEATING, J.L.; OSWALD, J.N.; OSWALD, M.; CURTIS, A.; BARLOW, J. 2017. Acoustic classification of dolphins in the

- California Current using whistles, echolocation clicks, and burst pulses. **Marine Mammal Science**, 33(2): 520-540.
- RANKIN, S. H. A. N. N. O. N., LJUNGBLAD, D., & CLARK, C. 2005. 2003 IWC/SOWER circumpolar cruises, Area V, Antarctica. **Journal of Cetacean Research and Management**, 7(1): 13-20.
- RANKIN, S.; OSWALD, J.N.; BARLOW, J. 2008. Acoustic behavior of dolphins in the Pacific Ocean: Implications for using passive acoustic methods for population studies. **Canadian Acoustics**, 36(1): 88-92.
- RASMUSSEN, K.; PALACIOS, D.M.; CALAMBOKIDIS, J.; SABORIO, M.T.; DALLA-ROSA, L.; SECCHI, E.R.; STEIGER, G.H.; ALLEN, J.M.; STONE, G.S. 2007. Southern Hemisphere humpback whales wintering off Central America: insights from water temperature into the longest mammalian migration. **Biology Letters**, 3(3): 302-305.
- RECALDE-SALAS, A.; ERBE, C.; SALGADO KENT, C.; PARSONS, M. 2020. Non-song socializations of humpback whales in Western Australia. **Frontiers of Marine Science**, 7: 141.
- REEVES, R.; PITMAN, R.L.; FORD, J.K.B. 2017. *Orcinus orca*. **The IUCN Red List of Threatened Species**: e.T15421A50368125.
- REGOLI, F.; GIULIANI, M.E.; BENEDETTI, M.; ARUKWE, A. 2011. Molecular and biochemical biomarkers in environmental monitoring: A comparison of biotransformation and antioxidant defense systems in multiple tissues. **Aquatic Toxicology**, 105(3-4): 56-66.
- REILLY, S.B.; BANNISTER, J.L.; BEST, P.B.; BROWN, M.; BROWNELL Jr. R.L.; BUTTERWOOTH, D.S. 2013. "*Balaenoptera physalus*," in IUCN 2017. **IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017.3**. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>>. Acesso em: 24 fev. 2020.
- REISINGER, R.R.; KEITH, M.; ANDREWS, R.D.; BRUYN, P.J.N. 2015. Movement and diving of killer whales (*Orcinus orca*) at a Southern Ocean

- archipelago. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 473: 90-102.
- REISS, L., HÄUSSERMANN, V., MAYR, C. 2020. Stable isotope records of sei whale baleens from Chilean Patagonia as archives for feeding and migration behavior. **Ecology and Evolution**, 10(2), 808-818.
- RICHARDSON, W.J.; GREENE, C.R.J.; MALME, C.I.; THOMSON, D.H. 1995. **Marine Mammals and Noise**. San Diego: Academic Press, San Diego.
- RIGHETTI, B.P.H.; DAURA-JORGE, F.G.; MATTOS, J.J.; SIEBERT, M.N.; BEZAMAT, C.; FRUET, P.; GENOVES, R.; TANIGUCHI, S.; DA SILVA, J.; MONTONE, R.C.; SIMÕES-LOPES, P.C.; BAINY, A.C.D.; LÜCHMANN, K.H. 2019. Biochemical and molecular biomarkers in integument biopsies of free-ranging coastal bottlenose dolphins from southern Brazil. **Chemosphere**, 225: 139-149.
- RISCH, D.; GALES, N.J; GEDAMKE, J.; KINDERMANN, L; NOWACEK, D.P.; READ, A.J.; SIEBERT, U.; VAN OPZEELAND, I.C.; VAN PARIJS, S.M.; FRIEDLAENDER, A.S. 2014. Mysterious bio-duck sound attributed to the Antarctic minke whale (*Balaenoptera bonaerensis*). **Biology letters**, 10 (4): 20140175.
- ROBERTS, J.J.; BEST, B.D.; DUNN, D.C.; REML, E.A.; HALPIN, P.N. 2010. Marine Geospatial Ecology Tools: Na integrated framework for ecological geoprocessing with ArcGIS, Python, R, MATLAB, and C++. **Environmental Modelling & Software**, 25(10): 1197-1207.
- ROCH, M.A., STINNER-SLOAN, J., BAUMANN-PICKERING, S.; WIGGINS, S. M. 2015. Compensating for the effects of site and equipment variation on delphinid species identification from their echolocation clicks. **The Journal of the Acoustical Society of America**, 137(1): 22-29.
- ROCHA, J.M. 1984. Progress report on cetacean research, June 1982 to may 1983. Reports of the International Whaling Commission. **Cambridge**. 34: 1- 189.

- ROMAGOSA, M., BAUMGARTNER, M., CASCÃO, I., LAMMERS, M. O., MARQUES, T. A., SANTOS, R. S., & SILVA, M. A. 2020. Baleen whale acoustic presence and behaviour at a Mid-Atlantic migratory habitat, the Azores Archipelago. **Scientific Reports**, 10(1): 4766.
- ROMEU, B.; MACHADO, A.M.S.; DAURA-JORGE, F.G.; CREMER, M.J.; ALVES, A.K.M.; SIMÕES-LOPES, P.C. 2021. Low-frequency sampling rates are effective to record bottlenose dolphins. **Royal Society Open Science**, 8(7): 201598.
- ROSENBERG, N.A. 2004. Distruct: a program for the graphical display of population structure. **Molecular Ecology Notes**, 4(1): 137–138.
- ROSS, G.J.; LEATHERWOOD, S. 1994. Pygmy killer whale *Feresa attenuata* Gray, 1874. **Handbook of Marine Mammals**, 5: 387-404.
- ROSS, H.A.; LENTO, G.M.; DALEBOUT, M.L.; GOODE, M.; EWING, G.; MCLAREN, P.; RODRIGO, A.G.; LAVERY, S.; BAKER, C.S. 2003. DNA Surveillance: Web-based molecular identification of whales, dolphins, and porpoises. **Journal of Heredity**, 94(2): 111-114.
- ROSSI-SANTOS, M.; BARACHO, C.; NETO, E.S.; MARCOVALDI, E. 2006. First sightings of the pygmy killer whale, *Feresa attenuata*, for the Brazilian coast. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 2 – Biodiversity records**.
- ROSSI-SANTOS, M.R. 2015. Oil Industry and Noise Pollution in the Humpback Whale (*Megaptera novaeangliae*) Soundscape Ecology of the Southwestern Atlantic Breeding Ground. **Journal of Coastal Research**, 299: 184-195.
- ROSSI-SANTOS, M.R.; BARACHO, C.; CIPOLOTTI, S.; MARCOVALDI, E. 2007. Cetacean sightings near South Georgia islands, south Atlantic Ocean. **Polar Biology**, 31(1): 63.
- ROSSI-SANTOS, M.R.; FILUN, D.; SOARES-FILHO, W.; PARO, A.D.; WEDEKIN, L.L. 2022. “Playing the beat”: Occurrence of Bio-duck calls in

- Santos Basin (Brazil) reveals a complex acoustic behaviour for the Antarctic minke whale (*Balaenoptera bonaerensis*). **PLoS ONE**, 17(9): e0255868
- ROSSI-SANTOS, M.R.; WEDEKIN, L.L.; SOUSA-LIMA, R.S. 2006. Distribution and habitat use of small cetaceans in the Abrolhos Bank, Eastern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 5(1): 23-28.
- ROZAS, J.; FERRER-MATA, A.; SÁNCHEZ-DELBARRIO, J. C.; GUIRAO-RICO, S.; LIBRADO, P.; RAMOS-ONSINS, S. E.; SÁNCHEZ-GRACIA, A. 2017. DnaSP 6: DNA Sequence Polymorphism Analysis of Large Datasets. **Molecular Biology Evolution**, 34(12): 3299-3302.
- RUDDIMAN, W.F. 2013. The Anthropocene. **Annual Review of Earth and Planetary Sciences**, 41(1): 45-68.
- SAENGTIENCHAI, A.; IKENAKA, Y.; NAKAYAMA, S.M.; MIZUKAWA, H.; KAKEHI, M.; BORTEY-SAM, N.; DARWISH, W.S.; TSUBOTA, T.; TERASAKI, M.; POAPOLATHEP, A.; ISHIZUKA, M. 2014. Identification of interspecific differences in phase II reactions: determination of metabolites in the urine of 16 mammalian species exposed to environmental pyrene. **Environmental Toxicology and Chemistry**, 33(9): 2062-2069.
- SAHA, S.; MOORTHY, S.; PAN, H.L.; WU, X.; WANG, J. et al. 2010. The NCEP Climate Forecast System Reanalysis. **Bulletin of the American Meteorological Society**, 91(8): 1015-1057.
- SANGANYADO, E., RAJPUT, I.R., LIU, W. 2018. Bioaccumulation of organic pollutants in Indo-Pacific humpback dolphin: A review on current knowledge and future prospects. **Environmental Pollution**, 237: 111-125.
- SANSEVERINO, A.M.; MENICONI, M.F.G. 2014. Avaliação de metodologias analíticas e teores de HPA em baleias, golfinhos, aves e tartarugas marinhas: atendimento ao licenciamento do polo pré-sal da Bacia de

- Santos – etapa 2. RT AMA 024/2014. Rio de Janeiro, **PETROBRAS/CENPES**. 19 p.
- SANSEVERINO, A.M.; MENICONI, M.F.G. 2015. Avaliação de metodologias analíticas e teores de HPA em pinípedes e sirênios: atendimento ao licenciamento do polo pré-sal da Bacia de Santos – etapa 2. RT AMA 020/2015. Rio de Janeiro, **PETROBRAS/CENPES**. 41 p.
- SANTOS, M.C.D.O.; SICILIANO, S.; VICENTE, A.F.D.C.; ALVARENGA, F.S.; ZAMPIROLI, E.; SOUZA, S.P.D.; MARANHO, A. 2010. Cetacean records along São Paulo state coast, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, 58(2): 123-142.
- SANTOS, M.C.O. et al. 2003. A Gervais' beaked whale (*Mesoplodon europaeus*) washed ashore in southeastern Brazil: extra limital record? **Aquatic Mammals**, 29(3): 404-410.
- SASAKI, T.; NIKAIDO, M.; WADA, S.; YAMADA, T.K.; CAO, Y.; HASEGAWA, M.; OKADA, N. 2006. *Balaenoptera omurai* is a newly discovered baleen whale that represents an ancient evolutionary lineage. **Molecular Phylogenetics and Evolution**, 41(1): 40–52.
- SBROCCO, E.J.; BARBER, P.H. 2013. Marspec: ocean climate layers for marine spatial ecology: Ecological Archives E094-086. **Ecology**, 94(4): 979-979.
- SCHILLING, M.R.; SEIPT, I.; WEINRICH, M.T.; FROHOCK, S.E.; KUHLBERG, A.E.; CLAPHAM, P.J. 1992. Behavior of individually identified Sei whales, *Balaenoptera borealis*, during an episodic influx into the southern Gulf of Maine in 1986. **Fishery Bulletin**, 90(4): 749-755.
- SCHMITT, N.T.; DOUBLE, M.C.; JARMAN, S.N.; GALES, N.; MARTHICK, POLANOWSKI, A.M.; BAKER, C.S. 2014. Low levels of genetic differentiation characterize Australian humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) populations. **Marine Mammal Science**, 30(1): 221–241.

- SECCHI E.; SICILIANO S. 1995. Comments on the southern range of the spinner dolphin (*Stenella longirostris*) in the western South Atlantic. **Aquatic Mammals**, 21: 105.
- SECCHI, E.R.; VASKE JR., T. 1998. Killer whale (*Orcinus orca*) sightings and depredation on tuna and swordfish longline catches in southern Brazil. **Aquatic Mammals**, 24(2): 117-122.
- SEELIGER, U.; ODEBRECHT, C.; CASTELLO, J.P. 2012. (Ed.). **Subtropical convergence environments: the coast and sea in the southwestern Atlantic**. Springer Science & Business Media. 308 p.
- SEPÚLVEDA, M.; PÉREZ-ÁLVAREZ, M.J.; SANTOS-CARVALLO, M.; PAVEZ, G.; OLAVARRÍA, C.; MORAGA, R.; ZERBINI, A. N. 2018. From whaling to whale watching: Identifying fin whale critical foraging habitats off the Chilean coast. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, 28(4): 821-829.
- SEYBOTH, E.; GROCH, K.R.; SECCHI, E.R.; DALLA ROSA, L. 2015. Habitat use by southern right whales, *Eubalaena australis* (Desmoulins, 1822), in their main northernmost calving area in the western South Atlantic. **Marine Mammal Science**, 31: 1521–1537.
- SHILLING, M. R.; SEIPT, I.; WEINRICH, M. T.; FROHOCK, S. R.; KUHLBERG, A. E.; CLAPHAM, P. J. 1992. Behavior of individually identified sei whales, *Balaenoptera borealis*, during episodic influx into the Southern Gulf of Maine in 1986. **Fishery Bulletin**. 90(4): 749-755.
- SHIPLEY, O.N., MATICH, P. 2020. Studying animal niches using bulk stable isotope ratios: an updated synthesis. **Oecologia**, 193(1), 27-51.
- SHIRIHAI, H.; JARRET, B. 2006. **Whales, dolphins and other marine mammals of the world. Princeton Field Guides**. Princeton and Oxford: Princeton University Press.
- SHOHAM-FRIDER, E., KRESS, N., WYNNE, D., SCHEININ, A., RODITIELSAR, M., KEREM, D. 2009. Persistent organochlorine pollutants and

- heavy metals in tissues of common bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) from the Levantine Basin of the Eastern Mediterranean. **Chemosphere**, 77(5): 621-627.
- SICILIANO, S.; LAILSON-BRITO, J.; AZEVEDO, A. 1999. Seasonal occurrence of killer whales (*Orcinus orca*) of Rio de Janeiro, Brazil. **Zeitschrift fur Säugetierkunde**, 64(4): 251-255.
- SICILIANO, S.; SANTOS, M.C.O.; VICENTE, A.F.C.; ALVARENGA, F.S. 2004. Strandings and feeding records of Bryde's whales (*Balaenoptera edeni*) in Southeastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 84(4): 857-859.
- SILVA, M.A.; PRIETO, R.; JONSEN, I.; BAUMGARTNER, M.F.; SANTOS, R.S. 2013. North Atlantic blue and fin whales suspend their spring migration to forage in middle latitudes: building up energy reserves for the journey? **PLoS One**, 8(10): e76507.
- SILVA-JR, J.M. 1996. **Aspectos do comportamento do golfinho-rotador, *Stenella longirostris* (Gray, 1828), no Arquipélago de Fernando de Noronha.** Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Pernambuco.
- SILVEIRA, I.C.A.; SCHMIDT, A.C.K.; CAMPOS, E.J.D.; GODOI, S.S.; IKEDA, Y. 2000. A corrente do Brasil ao largo da costa leste brasileira. **Revista Brasileira de Oceanografia**, 48(2): 171-183.
- SIMÃO, S.M.; MOREIRA, S.C. 2002. Sound emissions from a female humpback whale in Arraial do Cabo (RJ, Brazil). **Bioacoustics**, 13(2): 201.
- SIMÕES-LOPES, P.C.; DAURA-JORGE, F.G.; LODI, L.; BEZAMAT, C.; COSTA, A.P.; WEDEKIN, L.L. 2019. Bottlenose dolphin ecotypes of the western South Atlantic: the puzzle of habitats, coloration patterns and dorsal fin shapes. **Aquatic Biology**, 28: 101-111.

- SIMÕES-LOPES, P.C.; FABIAN, M.E. 1999. Residence patterns and site fidelity in bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus* (Montagu) (Cetacea, Delphinidae) off Southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 16(4): 1017-1024.
- SIMÕES-LOPES, P.C.; XIMENEZ, A. 1989. *Phocoena spinipinnis* Burmeister, 1865 na costa sul do Brasil. (Cetacea, Phocoenidae). **Biotemas**, 2(1): 83-89.
- SIROVIC, A.; HILDEBRAND, J.A.; WIGGINS, S.M.; MCDONALD, M.A.; MOORE, S.E.; THIELE, D. 2004. Seasonality of blue and fin whale calls and the influence of sea ice in the Western Antarctic Peninsula. **Pergamon**, 51(17-19): 2327-2344.
- SMOLKER, R.A.; MANN, J.; SMUTTS, B.B. 1993. Use of signature whistles during separations and reunions by wild bottlenose dolphin mothers and infants. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, 33: 393-402.
- SOUTO, L.R.A.; OLIVEIRA, J.G. A.; DA COSTA, J.D.A.C.; MAIA-NOGUEIRA, R.; SAMPAIO, C.L. 2007. Análise das mordidas de tubarões-charuto, *Isistius* spp. (Squaliformes: Dalatiidae) em cetáceos (Mammalia: Cetacea) no litoral da Bahia, Nordeste do Brasil. **Biotemas**, 20(1): 19-25.
- SREMBBA, A.L.; HANCOCK-HANSER, B.; BRANCH, T.A.; LEDUC, R.L.; BAKER, C.S. 2012. Circumpolar diversity and geographic differentiation of mtDNA in the critically endangered Antarctic blue whale (*Balaenoptera musculus intermedia*). **PLoS One**, 7(3): e32579.
- STANELLE, J.; STIEWE, T.; THESELING, C.C.; PETER, M.; PÜTZER, B.M. 2002. Gene expression changes in response to E2F1 activation. **Nucleic Acids Research**, 30(8): 1859-1867.
- STEVICK, P.T. et al. 2004. Migrations of individually identified humpback whales between the Antarctic Peninsula and South America. **Journal of Cetacean Research Management**, 6(2): 109-14.

- STIMMELMAYR, R., YLITALO, G.M., SHEFFIELD, G., BECKMEN, K.B., BUREK-HUNTINGTON, K.A., METCALF, V., ROWLES, T. 2018. Oil fouling in three subsistence-harvested ringed (*Phoca hispida*) and spotted seals (*Phoca largha*) from the Bering Strait region, Alaska: Polycyclic aromatic hydrocarbon bile and tissue levels and pathological findings. **Marine Pollution Bulletin**, 130: 311-323.
- STIMPERT, A.K.; WILEY, D.N.; AU, W.W.L.; JOHNSON, M.P.; ARSENAULT, R. 2007. Megapclicks: acoustic click trains and buzzes produced during night-time foraging of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*). **Biology Letters**, 3(5): 467-470.
- STOCKIN, K. A.; AMARAL, A. R.; LATIMER, J.; LAMBERT, D. M.; NATOLI, A. 2014. Population genetic structure and taxonomy of the common dolphin (*Delphinus* sp.) at its southernmost range limit: New Zealand waters. **Marine Mammal Science**, 30(1): 44-63.
- STOCKIN, K.A., LAW, R.J., DUIGNAN, P.J., JONES, G.W., PORTER, L., MIRIMIN, L., MEYNIER, L., ORAMS, M.B. 2007. Trace elements, PCBs and organochlorine pesticides in New Zealand common dolphins (*Delphinus* sp.). **Science of The Total Environment**, 387(1-3), 333-345.
- SUN, X., NG, C.A., SMALL, M.J. 2018. Modeling the impact of biota on polychlorinated biphenyls (PCBs) fate and transport in Lake Ontario using a population-based multi-compartment fugacity approach. **Environmental Pollution**, 241, 720-729.
- SUN, X., ZHAN, F., YU, R.Q., CHEN, L., WU, Y. 2020. Bio-accumulation of organic contaminants in Indo-Pacific humpback dolphins: Preliminary unique features of the brain and testes. **Environmental Pollution**, 267: 115511.
- SUREDA, A.; BOX, A.; TEJADA, S.; BLANCO, A.; CAIXACH, J.; DEUDERO, S. 2011. Biochemical responses of *Mytilus galloprovincialis* as biomarkers of acute environmental pollution caused by the Don Pedro oil spill (Eivissa

- Island, Spain). **Aquatic Toxicology**, 101(3-4): 540-549.
- SWEDENBORG, E.; PONGRATZ, I. 2010. AhR and ARNT modulate ER signaling, **Toxicology**, 268(3): 132-138.
- TAMURA, K., STECHER, G.; PETERSON, D.; FILIPSKI, A.; KUMAR, S. 2013. MEGA6: molecular evolutionary genetics analysis version 6.0. **Molecular biology and evolution**, 30(12): 2725–2729.
- TAKEZAKI, N., M. NEI, 1996. Genetic distances and reconstruction of phylogenetic trees from microsatellite DNA. **Genetics**, 144: 389–399.
- TANABE, S.; IWATA, H.; TATSUKAWA, R. 1994. Global contamination by persistent organochlorines and their ecotoxicological impact on marine mammals. **Science of the Total Environment**, 154(2-3):163-177.
- TAVARES, M.; MORENO, I.B.; SICILIANO, S.; RODRIGUEZ, D.; SANTOS, M.C.O.; LAILSON-BRITO, J.; FABIAN, M.E. 2010. Biogeography of common dolphins (genus *Delphinus*) in the Southwestern Atlantic Ocean. **Mammal Review**, 40(1): 40-64.
- TAVARIA, M.; GABRIELE, T.; KOLA, I.; ANDERSON, R.L. 1996. A hitchiker's guide to the human Hsp70 family. **Cell Stress and Chaperones**, 1(1): 23-28.
- TEIXEIRA, C.R., TROINA, G.C., DAURA-JORGE, F.G., SIMÕES-LOPES, P.C., BOTTA, S. 2022. A practical guide on stable isotope analysis for cetacean research. **Marine Mammal Science**, 38(3), 1200-1228.
- TERSHEY, B.R.; ACEVEDO-GUTIÉRREZ, A.; BREESE, D.; STRONG, C. 1993. Diet and feeding behavior of fin and Bryde's whales in the central Gulf of California, Mexico. **Rev. Inv. Cient. Univ. Autón. Baja Calif. Sur.** 1: 31-38.
- THOMAS, L.; BUCKLAND, S.T.; REXSTAD, E.A.; LAAKE, J.L.; STRINDBERG, S.; HEDLEY, S.L.; BISHOP, J.R.B.; MARQUES, T.A.; BURNHAM, K.P. 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling

- surveys for estimating population size. **Journal of Applied Ecology**, 47(1): 5-14.
- THOMISCH, K.; BOEBEL, O.; CLARK, C.W.; HAGEN, W.; SPIESECKE, S.; ZITTERBART, D.P.; VAN OPZEELAND, I. 2016. Spatio-temporal patterns in acoustic presence and distribution of Antarctic blue whales *Balaenoptera musculus intermedia* in the Weddell Sea. **Endang Species Res**, 30: 239-253.
- THOMSEN, F.; FRANCK, D.; FORD, J.K.B. 2002. On the communicative significance of whistles in wild killer whales (*Orcinus orca*). **Naturwissenschaften**, 89:404–407.
- THORNE, L.H.; FOLEY, H.J.; BAIRD, R.W.; WEBSTER, D.L.; SWAIM, Z. T.; READ, A.J. 2017. Movement and foraging behavior of short-finned pilot whales in the Mid-Atlantic Bight: importance of bathymetric features and implications for management. **Marine Ecology Progress Series**, 584: 245-257.
- TIAN, R.; SEIM, I.; REN, W.; XU, S.; YANG, G. 2019. Contraction of the ROS Scavenging enzyme glutathione S-transferase gene family in cetaceans. **G3**, 9(7): 2303-2315.
- TOM, M.; CHEN, N.; SEGEV, M.; HERUT, B.; RINKEVICH, B. 2004. Quantifying fish metallothionein transcript by real time PCR for its utilization as an environmental biomarker. **Marine Pollution Bulletin**, 48(7-8): 705-710.
- TORRES-FLOREZ, J.P.; HUCKE-GAETE, R.; ROSENBAUM, H.; FIGUEROA, C.C. 2014. High genetic diversity in a small population: the case of Chilean blue whales. **Ecology and Evolution**, 4(8): 1398-1412.
- TOWERS, J.R.; TIXIER, P.; ROSS, K.A.; BENNETT, J.; ARNOULD, J. P. Y.; PITMAN, R. L.; DURBAN, J. W. 2018. Movement and dive behavior of a toothfish-depredating killer and sperm whale. **ICES Journal of Marine Science**, 76(1): 298-311.

- TRIPOVICH, J.S.; KLINCK, H.; NIEUKIRK, S.L.; ADAMS, T.; MELLINGER, D.K.; BALCAZAR, N.E.; KLINCK, K.; HALL, E.J.; ROGERS, T.L.; 2015. Temporal segregation of the Australian and Antarctic blue whale call types (*Balaenoptera musculus* spp.). **Journal of Mammalogy**, 96(3): 603-610.
- TROINA, G.C., BOTTA, S., DEHAIRS, F., DI TULLIO, J.C., ELSKENS, M., SECCHI, E.R. 2020a. Skin $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ reveal spatial and temporal patterns of habitat and resource use by free-ranging odontocetes from the southwestern Atlantic Ocean. **Marine Biology**, 167(12) 1-19.
- TROINA, G.C., DEHAIRS, F., BOTTA, S., TULLIO, J.C.D., ELSKENS, M., SECCHI, E.R. 2020b. Zooplankton-based $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ isoscapes from the outer continental shelf and slope in the subtropical western South Atlantic. **Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers**, 159, 103235.
- TSUCHIYA, Y.; NAKAJIMA, M.; KYO, S.; KANAYA, T.; INOUE, M.; YOKOI, T. 2004. Human CYP1B1 is regulated by estradiol via estrogen receptor. **Cancer Research**, 64(9): 3119-3125.
- TYACK, P. 1983. Differential response of humpback whales, *Megaptera novaeangliae*, to playback of song or social sounds, **Behavioral Ecology and Sociobiology**, 13: 49–55.
- TYACK, P. 2000. Functional aspects of cetacean communication. In: Cetacean societies: Field studies of dolphins and whales, Mann, J. W.; Connor, R. C.; Tyack, P. L. and Whitehead, H. (Eds.). Chicago, Chicago Press: 270-307.
- TYACK, P. 2006. Extreme diving of beaked whales. **Journal of Experimental Biology**, 209(21): 4238-4253.
- TYACK, P.; CLARK, C. 2000. Communication and acoustic behavior of dolphins and whales. In: AU, A. W. W.; Popper, L. N.; FAY, R. R. (Eds.) **Hearing by whales and dolphins** (pp. 156-224). New York: Springer-Verlag.

- TYACK, P.L. 2008. Implications for marine mammals of large-scale changes in the marine acoustic environment. **Journal of Mammalogy**, 89(3): 549-558.
- UNAL, E.; GOERTZ, C.E.C.; HOBBS, R.C. et al. 2018. Investigation of molecular biomarkers as potential indicators of health in wild belugas (*Delphinapterus leucas*). **Marine Biology**, 165(12): 182.
- URIAN, K. W.; KAUFMANN, R.; WAPLES, D. M.; READ, A. J. 2019. The prevalence of ectoparasitic barnacles discriminates stocks of Atlantic common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) at risk of entanglement in coastal gill net fisheries. **Marine Mammal Science**, 35(1): 290-299.
- USMAN, A.M.; OGUNDILE, O.O.; VERSFELD, D.J.J. 2020. Review of Automatic Detection and Classification Techniques for Cetacean Vocalization. **IEEEAccess**, 8: 105181-105206.
- VALENTIN, J. L. 2000. **Ecologia numérica: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos**. Rio de Janeiro: Interciência.
- VALSECCHI, E.; GLOCKNER-FERRARI, D.; FERRARI, M.; AMOS, W. 1998. Molecular analysis of the efficiency of sloughed skin sampling in whale population genetics. **Molecular Ecology**, 7(10): 1419-1422.
- VAN BREE, P. J. H. 1971. On *Globicephala sieboldii* Gray 1846, and the other species of pilot whales (Notes on cetacean, Delphinoidea III). **Beaufortia**, 19(249): 79-87.
- VAN BRESSEM, M. F. et al. 2009. Emerging infectious diseases in cetaceans worldwide and the possible role of environmental stressors. **Diseases of aquatic organisms**. 86(2): 143-157.
- VAN BRESSEM, M. F.; MINTON, G.; COLLINS, T.; WILLSON, A.; BALDWIN, R.; VAN WAEREBEEK, K. 2015. Tattoo-like skin disease in the endangered subpopulation of the Humpback Whale, *Megaptera novaeangliae*, in Oman (Cetacea: Balaenopteridae). **Zoology in the Middle East**. 61(1): 1-8.

- VAN CISE, A. M.; MARTIEN, K. K.; MAHAFFY, S. D.; BAIRD, R. W.; WEBSTER, D. L.; FOWLER, J. H.; OLESON, E. M.; MORIN, P. A. 2017. Familial social structure and socially driven genetic differentiation in Hawaiian short-finned pilot whales. **Molecular ecology**. 26(23): 6730-6741.
- VAN DER OOST, R.; BEYER, J.; VERMEULEN, P. E. 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, 13(2): 57-149.
- VAN DOLAH, F.M.; NEELY, M.G.; MCGEORGE, L.E.; BALMER, B.C.; YLITALO, G.M.; ZOLMAN, E.S., SPEAKMAN, T.; SINCLAIR, C.; KELLAR, N.; ROSE, P.; MULLIN, K.; SCHWACKE, L.. 2016. Seasonal variation in the skin transcriptome of common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the Northern Gulf of Mexico. **PLoS ONE**, 10(6): e 0130934.
- VAN OOSTERHOUT, C.; HUTCHINSON, W.F.; WILLS, D.P.M; SHIPLEY, P. 2004. Micro-checker: software for identifying and correcting genotyping errors in microsatellite data. **Molecular Ecology Notes**, 4(3): 535-538.
- VARANASI, U.; STEIN, J.E.; NISHIMOTO, M. 1989. Biotransformation and disposition of PAH in fish. In: Metabolism of PAH in the Aquatic Environment, Ed. U. **Varanasi CRC Press**, 93-149.
- VENABLES, W.N.; RIPLEY, B.D. 2010. **Modern Applied Statistics with S**. 4th edition. Springer, New York.
- VIANNA, Y.; AMORIM, T.O.S.; CASTRO, F.R.; WEDEKIN, L.; PARO, A.D.; MONTORIL, M.H.; ROSSI-SANTOS, M.R.; ANDRIOLO, A. 2022. Are dolphins modulating whistles in interspecific group contexts? **Bioacoustics**, 31(6): 668-679.
- VIARENGO, A.; LOWE, D.; BOLOGNESI, C.; FABBRI, E.; KOEHLER, A. 2007. The use of biomarkers in biomonitoring: A 2-tier approach assessing the level of pollutant-induced stress syndrome in sentinel organisms.

Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology, 146(3): 281-300.

- VIRICEL, A.; ROSEL, P. E. 2014. Hierarchical population structure and habitat differences in a highly mobile marine species: the Atlantic spotted dolphin. **Molecular Ecology**, 23(20): 5018-5035.
- VIRICEL, A.; SIMON-BOUHET, B.; CEYRAC, L.; DULAU-DROUOT, V.; BERGGREN, P.; AMIR, O. A.; JIDDAWI, N. S.; MONGIN, P.; KISZKA, J. J. 2016. Habitat availability and geographic isolation as potential drivers of population structure in an oceanic dolphin in the Southwest Indian Ocean. **Marine Biology**, 163(10): 219.
- VISSER, F.; HARTMAN, K.L.; PIERCE, G.J.; VALAVANIS, V.D.; HUISMAN, J. 2011. Timing of migratory baleen whales at the Azores in relation to the North Atlantic spring bloom. **Marine Ecology Progress Series**. 440: 267-279.
- VONDRÁČEK, J.; MACHALA, M.; BRYJA, V.; CHRAMOSTOVÁ, K.; KRČMÁR, P.; DIETRICH, C.; HAMPL, A.; KOZUBÍK, A. 2005. Aryl Hydrocarbon Receptor-Activating Polychlorinated Biphenyls and Their Hydroxylated Metabolites Induce Cell Proliferation in Contact-Inhibited Rat Liver Epithelial Cells. **Toxicological Sciences**, 83(1): 53-63.
- WADE, M.G; PARENT, S.; FINNISON, K.W.; FOSTER, W.; YOUNGLAI, E.; MCMAHON, A.; CYR, D.G.; HUGHES, C. 2002. Thyroid Toxicity Due to Subchronic Exposure to a Complex Mixture of 16 Organochlorines, Lead, and Cadmium. **Toxicological Sciences**, 67(2): 207–218.
- WADE, P. R.; GERRODETTE, T. 1993. Estimates of cetacean abundance and distribution in the eastern tropical Pacific. **Report of the International Whaling Commission**. 43: 477-493.
- WANG, W.; DONG, L.; SAVILLE, B.; SAFE, S. 1999. Transcriptional Activation of E2F1 Gene Expression by 17 β -Estradiol in MCF-7 Cells Is Regulated by NF- κ B/Sp1/Estrogen Receptor Interactions. **Molecular**

Endocrinology, 13(8): 1373-1387.

WAPLES, R. S.; ENGLAND, P. R. 2011. Estimating contemporary effective population size on the basis of linkage disequilibrium in the face of migration. **Genetics**, 189(2): 633-644.

WAPLES, R. S.; GAGGIOTTI, O. 2006. What is a population? An empirical evaluation of some genetic methods for identifying the number of gene pools and their degree of connectivity. **Molecular Ecology**, 15(6): 1419-1439.

WATANABE S.; SHIMADA T.; NAKAMURA S.; NISHIYAMA N.; YAMASHITA N.; TANABE S.; TATSUKAWA R. 1989. Specific profile of liver microsomal cytochrome P-450 in dolphin and whales. **Marine Environmental Research**, 27(1): 51–65.

WATKINS, W. A., M. A.; DAHER, A.; SAMUELS; GANNON, D. P. 1997. Observations of *Peponocephala electra*, the melon-headed whale, in the southeastern Caribbean. **Caribbean Journal of Science**, 33: 34–40.

WATWOOD, S. L.; OWEN, E. C.; TYACK, P. L. & WELLS, R. S. 2005. Signature whistle use by temporarily restrained and free-swimming bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*. **Animal Behaviour**, 69(6): 1373-1386.

WATWOOD, S.; MILLER, P. O.; JOHNSON, M.; MADSEN, P. T.; TYACK, P. L. 2006. Deep-diving foraging behavior of sperm whales (*Physeter macrocephalus*). **Journal of Animal Ecology**, 75(3): 814–825.

WEDEKIN, L. L., ENGEL, M. H., ANDRIOLO, A., PRADO, P. I., ZERBINI, A. N., MARCONDES, M. M. C., KINAS, P. G. & SIMÕES-LOPES, P. C. 2017. Running fast in the slow lane: rapid population growth of humpback whales after exploitation. **Marine Ecology Progress Series**, 575: 195-206.

WEDEKIN, L. L.; DAURA-JORGE, F. G.; ROSSI-SANTOS, M. R.; SIMÕES-LOPES, P. C. 2008. Notas sobre a distribuição, tamanho de grupo e

- comportamento do golfinho *Tursiops truncatus* (Cetacea: Delphinidae) na Ilha de Santa Catarina, sul do Brasil. **Biota Neotropica**. 8(4): 225-229.
- WEDEKIN, L. L.; NEVES, M. C.; MARCONDES, M. C.; BARACHO, C.; ROSSI-SANTOS, M. R.; ENGEL, M. H.; SIMÕES-LOPES, P. C. 2010. Site fidelity and movements of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) on the Brazilian breeding ground, southwestern Atlantic. **Marine Mammal Science**. 26(4): 787-802.
- WEDEKIN, L. L.; ROSSI-SANTOS, M. R.; BARACHO, C.; CYPRIANO-SOUZA, A. L.; SIMÕES-LOPES, P. C. 2014. Cetacean records along a coastal-offshore gradient in the Vitória-Trindade Chain, western South Atlantic Ocean. **Brazilian Journal of Biology**, 74(1): 137-144.
- WEIR, B. S.; COCKERHAM, C. C. 1984. Estimating F-statistics for the analysis of population structure. **Evolution**, 38: 1358–1370.
- WEIR, C. R.; OMS, G.; BARACHO-NETO, C. G.; WEDEKIN, L. L.; DAURAJORGE, F. G. 2020. Migratory movement of a sei whale (*Balaenoptera borealis*) between Brazil and the Falkland Islands (Malvinas). **Marine Mammal Science**. 36(3): 1050-1057.
- WEIR, C. R.; POLLOCK, C.; CRONIN, C.; TAYLOR, S. 2001. Cetaceans of the Atlantic frontier, north and west of Scotland. **Continental Shelf Research**, 21(8-10): 1047-1071.
- WEIJS, L., VIJAYASARATHY, S., VILLA, C.A., NEUGEBAUER, F., MEAGER, J.J., GAUS, C. 2016. Screening of organic and metal contaminants in Australian humpback dolphins (*Sousa sahulensis*) inhabiting an urbanised embayment. **Chemosphere**, 151, 253-262.
- WELLS, R. R.; MANIRE, C.; BYRD, L.; SMITH, D.; GANNON, J.; FAUQUIER, D.; MULLIN, K. 2009. Movements and dive patterns of a rehabilitated Risso's dolphin, *Grampus griseus*, in the Gulf of Mexico and Atlantic Ocean. **Marine Mammal Science**, 25: 420-429.

- WHITEHEAD, H.; WEILGART, L. 1991 Patterns of visually observable behaviour and vocalizations in groups of female sperm whales. **Behaviour**, 118(3-4): 275-296.
- WHITEHEAD, H.; WEILGART, L. 2000. The sperm whale: Social females and roving males, 154–172. In: MANN, J.; CONNOR, R. C.; TYACK, P. L.; WHITEHEAD, H (Eds). *Cetacean societies: Field studies of dolphins and whales*. Chicago, IL: **University of Chicago Press**.
- WHITEHEAD, H. 2018. Sperm whale: *Physeter macrocephalus*. In: **Encyclopedia of marine mammals**. Academic Press, 919-925.
- WICKERT, J. C. S. V. E.; MAILLARD, L. R.; (OLIVEIRA; MORENO, I. B.). 2016. Revalidation of *Tursiops gephyreus* Lahille, 1908 (Cetartiodactila: Delphinidae) from the Southwestern Atlantic Ocean. **Journal of Mammalogy**, 97(6):1728–1737.
- WIECZOREK, D.; DELAURIERE, L.; SCHAGAT, T. 2012. Methods of RNA Quality Assessment. **Promega Corporation**, 1-14.
- WIGGINS, S.M., ROCH, M.A., HILDEBRAND, J.A. 2010. TRITON software package: Analyzing large passive acoustic monitoring data sets using MATLAB. **The Journal of the Acoustical Society of America**, 128(4): 2299-2299.
- WILBERG, M. J.; DREHER, B. P. 2004. GENECAP: a program for analysis of multilocus genotype data for non-invasive sampling and capture-recapture population estimation. **Molecular Ecology Notes**, 4(4): 783-785.
- WILLIAMS, J. A.; DAWSON S. M.; SLOOTEN. E. 1993. The abundance and distribution of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Doubtful Sound, New Zealand. **Canadian Journal of Zoology**, 71(10): 2080–2088.
- WILSON, B., ARNOLD, H., BEARZI, G., FORTUNA, C. M., GASPAR, R., INGRAM, S., LIRET, C., PRIBANIĆ, S., READ, A.J., RIDOUX, V., SCHNEIDER, K., URIAN, K.W., WELLS, R. S., WOOD, C., THOMPSON,

- P.M., HAMMOND, P. S. 1999. Epidermal diseases in bottlenose dolphins: impacts of natural and anthropogenic factors. **Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences**. 266(1423): 1077-1083.
- WILSON, R.M., CHANTON, J.P., BALMER, B.C., NOWACEK, D.P. 2014. An evaluation of lipid extraction techniques for interpretation of carbon and nitrogen isotope values in bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) skin tissue. **Marine Mammal Science**, 30(1), 85-103.
- WILSON, J.Y.; WELLS, R.; AGUILAR, A.; BORRELL, A.; TORNERO, V.; REIJNDERS, P.; MOORE, M.; STEGEMAN, J.J. 2007. Correlates of cytochrome P450 1A1 expression in bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) integument biopsies. **Toxicological Sciences**, 97(1): 111-119.
- WITTEVEEN, B. H.; WORTHY, G. A. J.; WYNNE, K. M.; HIRONS, A. C.; ANDREWS III, A. G.; MARKEL, R. W. 2011. Trophic levels of north pacific humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) through analysis of stable isotopes: implications on prey and resource quality. **Aquatic Mammals** 37(2): 101-110.
- WRIGHT, B. M.; FORD, J. K. B.; ELLIS, G. M.; DEECKE, V. B.; SHAPIRO, A. D.; BATTAILE, B. C.; TRITES, A. W. 2017. Fine-scale foraging movements by fish-eating killer whales (*Orcinus orca*) relate to the vertical distributions and escape responses of salmonid prey (*Oncorhynchus* spp.). **Movement Ecology**, 1(1-18): 1181.
- WÜRSIG, B.; JEFFERSON, T. A. 1990. Methods of photo-identification for small cetaceans. **Reports of the International Whaling Commission**, (Special Issue 12): 42-43.
- WÜRSIG, B.; WÜRSIG, M. 1977. The photographic determination of group size, composition, and stability of coastal porpoises (*Tursiops truncatus*). **Science**, 198(4318): 755-756.
- XIU, M.; PAN, L.; JIN, Q. 2014. Bioaccumulation and oxidative damage in juvenile scallop *Chlamys farreri* exposed to benzo[a]pyrene,

- benzo[b]fluoranthene and chrysene. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 107: 103-110.
- YANG L., LI Y., HONG H., CHANG C.W., GUO L.W., LYN-COOK B., SHI L., NING B.. 2012. Sex Differences in the Expression of Drug-Metabolizing and Transporter Genes in Human Liver. **Journal of Drug Metabolism & Toxicology**, 3(3): 1000119.
- YOGUI, G.T. 2002. Ocorrência de compostos organoclorados (pesticidas e PCBs) em mamíferos marinhos da costa de São Paulo (Brasil) e da Ilha Rei George (Antártica). 10.11606/D.21.2002.tde-17032002-115002. Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da Universidade de São Paulo. **São Paulo: Instituto Oceanográfico. Universidade de São Paulo.**
- YOGUI, G.T., DE OLIVEIRA SANTOS, M.C., MONTONE, R.C. 2003. Chlorinated pesticides and polychlorinated biphenyls in marine tucuxi dolphins (*Sotalia fluviatilis*) from the Cananéia estuary, southeastern Brazil. **Science of The Total Environment**, 312(1-3), 67-78.
- YORDY, J.E.; WELLS, R.S.; BALMER, B.C.; SCHWACKE, L.H.; ROWLES, T.K.; KUCKLICK, J.R. 2010. Life history as a source of variation for persistent organic pollutant (POP) patterns in a community of common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) resident to Sarasota Bay, FL. **Science of the Total Environment**, 408(9): 2163-2172.
- ZACCHI, F.L.; FLORES-NUNES, F.; MATTOS, J.J.; LIMA, D.; LÜCHMANN, K.H.; SASAKI, S.T.; BÍCEGO, M.C.; TANIGUCHI, S.; MONTONE, R.C.; ALMEIDA, E.A.; BAINY, A.C.D. 2018. Biochemical and molecular responses in oysters *Crassostrea brasiliiana* collected from estuarine aquaculture areas in Southern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, 135: 110-118.
- ZAMEK-GLISZCZYNSKI, M.J; HOFFMASTER, K.A.; NEZASA, K.; TALLMAN, M.N.; BROUWER, K.L.R. 2006. Integration of hepatic drug transporters and phase II metabolizing enzymes: Mechanisms of hepatic excretion of

- sulfate, glucuronide, and glutathione metabolites, **European Journal of Pharmaceutical Sciences**, 27(5): 447-486.
- ZAR, J. H. 2010. **Biostatistical Analysis**. 5. ed. New Jersey: Prentice Hall, 944 p.
- ZERBINI, A. N.; ANDRIOLO, A.; HEIDE-JØRGENSEN, M. P.; PIZZORNO, J. L.; MAIA, Y. G.; VANBLARICOM, G. R.; DEMASTER, D. P.; SIMÕES-LOPES, P. C.; MOREIRA, S.; BETHLEM, C. 2006. Satellite-monitored movements of humpback whales *Megaptera novaeangliae* in the Southwest Atlantic Ocean. **Marine Ecology Progress Series**. 313: 295-304.
- ZERBINI, A. N.; CASTELLO, H. 2003. Rediscovery of the type specimen of the Antarctic minke whale (*Balaenoptera bonaerensis*, Burmeister, 1867). **Mammalian Biology**. 68(2): 118-121.
- ZERBINI, A. N.; SANTOS, M. C. O. 1997. First record of the pygmy killer whale *Feresa attenuata* (Gray, 1874) for the Brazilian coast. **Aquatic Mammals**. 23: 105-110.
- ZERBINI, A. N.; SECCHI, E. R.; SICILIANO, S.; SIMÕES-LOPES, P. C. 1997. A review of the occurrence and distribution of whales of the genus *Balaenoptera* along the Brazilian coast. In: **Report of the International Whaling Commission**, 47: 407–417.
- ZERBINI, A. N.; WARD, E. J.; KINAS, P. G.; ENGEL, M. H.; ANDRIOLO, A. 2020. A Bayesian assessment of the conservation status of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in the western South Atlantic Ocean. **Journal of Cetacean Research Management**, (Special Issue)3: 131–144.
- ZERBINI, A.N.; ANDRIOLO, A.; HEIDE-JØRGENSEN, M.P.; PIZZORNO, J.L.; MAIA, Y.G.; VANBLARICOM, G.R.; DEMASTER, D.P.; SIMÕES-LOPES, P.C.; MOREIRA, S.; BETHLEM, C. 2006. Satellite-monitored movements of humpback whales *Megaptera novaeangliae* in the Southwest Atlantic

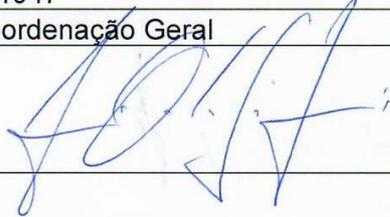
Ocean. **Marine Ecology Progress Series**, 313, 295-304.

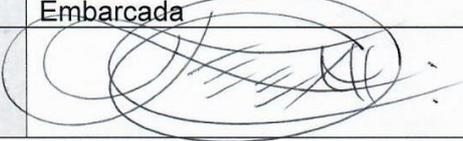
ZOIDIS, A. M.; SMULTEA, M. A.; FRANKEL, A. S.; HOPKINS, J. L.; DAY, A.; MCFARLAND, A. S.; WHITT, A. D.; FERTL, D. 2008. Vocalizations produced by humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) calves recorded in Hawaii, **Journal of the Acoustic Society of America**, 123(3): 1737–1746.

ZUUR, A.F., IENO, E.N.; SMITH, G.M. 2007. Analyzing ecological data. **Springer, New York.**

ZUUR, A.F.; IENO, E.N.; WALKER, N.J.; SAVELIEV, A.A.; SMITH, G.M. 2009. Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. **Statistics for Biology and Health Series. Springer, New York**, 574: 574.

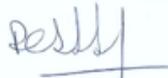
RESPONSÁVEIS TÉCNICOS PELO RELATÓRIO

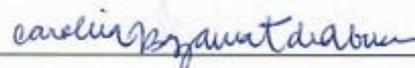
NOME	José Olimpio da Silva Junior
ÁREA PROFISSIONAL	Biólogo, Me.
REGISTRO PROFISSIONAL	09982/03
CADASTRO IBAMA – CTF	311947
ÁREA RESPONSÁVEL	Coordenação Geral
ASSINATURA	

NOME	Leonardo Liberali Wedekin
ÁREA PROFISSIONAL	Biólogo, Dr.
REGISTRO PROFISSIONAL	088478/03
CADASTRO IBAMA – CTF	1643518
ÁREA RESPONSÁVEL	Coordenação Técnica Geral e Coordenação Temática de Avistagem Embarcada
ASSINATURA	

NOME	Renan Lopes Paitach
ÁREA PROFISSIONAL	Biólogo, Dr.
REGISTRO PROFISSIONAL	095121/03
CADASTRO IBAMA – CTF	5046417
ÁREA RESPONSÁVEL	Coordenação Temática de Bioacústica
ASSINATURA	

NOME	Marta Jussara Cremer
ÁREA PROFISSIONAL	Bióloga, Dra.
REGISTRO PROFISSIONAL	25595/03
CADASTRO IBAMA – CTF	1921695
ÁREA RESPONSÁVEL	Coordenação Temática de Telemetria
ASSINATURA	

NOME	Paulo Cesar de Azevedo Simões Lopes
ÁREA PROFISSIONAL	Biólogo, Dr.
REGISTRO PROFISSIONAL	09367/03
CADASTRO IBAMA – CTF	472903
ÁREA RESPONSÁVEL	Coordenação Temática de Avistagem Embarcada:
ASSINATURA	

NOME	Carolina Bezamat de Abreu
ÁREA PROFISSIONAL	Bióloga, Dra.
REGISTRO PROFISSIONAL	095666/03
CADASTRO IBAMA – CTF	5559028
ÁREA RESPONSÁVEL	Coordenação Temática de Avistagem Aérea
ASSINATURA	

NOME	Ana Lúcia Cypriano de Souza
ÁREA PROFISSIONAL	Bióloga, Dra.
REGISTRO PROFISSIONAL	044464/04
CADASTRO IBAMA – CTF	4852432
ÁREA RESPONSÁVEL	Coordenação de Análises Genéticas
ASSINATURA	

NOME	Fabio Gonçalves Daura Jorge
ÁREA PROFISSIONAL	Biólogo, Dr.
REGISTRO PROFISSIONAL	058229/03
CADASTRO IBAMA – CTF	2037448
ÁREA RESPONSÁVEL	Fotoidentificação
ASSINATURA	